

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MAYARA DA SILVA CAMPOS

EVENTUAL USO BENÉFICO DE MATERIAIS DRAGADOS CONTAMINADOS POR
ELEMENTOS TRAÇOS E HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS
NAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA PORTUÁRIA DO SUL DO BRASIL.

PONTAL DO PARANÁ

2015

MAYARA DA SILVA CAMPOS

EVENTUAL USO BENÉFICO DE MATERIAIS DRAGADOS CONTAMINADOS POR
ELEMENTOS TRAÇOS E HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS
NAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA PORTUÁRIA DO SUL DO BRASIL.

Monografia apresentada como
requisito parcial para a obtenção do
grau de Bacharel em Oceanografia,
Centro de Estudos do Mar, Setor de
Ciências da Terra, Universidade
Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto
Soares

PONTAL DO PARANÁ

2015

*À minha mãe por toda garra, dedicação e auxílio,
tornando possível a realização desta graduação.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus primeiramente por ter me dado esta chance e por me sustentar emocionalmente em todos os momentos difíceis que passei.

Aos meus pais Maria de Lurdes e Valdir, por me apoiar e sempre zelar pela minha educação.

Ao meu orientador, Dr. Carlos Roberto Soares, por todo apoio, correções, paciência, educação e sinceridade. Aos professores do curso de Oceanografia, que me apresentaram um verdadeiro *bloom* de informações e novidades. Ao GRR2010 e todos os outros GRR's que me trouxeram novas amizades. Aos funcionários do CEM por toda dedicação, especialmente a Izis por todo auxílio na secretária.

À Gabriela de Paula, Kaline Marchesan, Lucas Soares, Gustavo Paitch, Ayrton D'abronzo, Moara Oliveira, Allana Nunes, Thiago Medeiros, Nicole Paloschi, Bruna Hakim e Dayanne Gomes, por dividirem comigo não só uma moradia ao longo dessa caminhada, mas também por me ensinarem tantas coisas da qual eu jamais conseguirei colocar em palavras, fica apenas o meu muito obrigado. Em especial ao Cássio Padilha que durante muito tempo me aguentou, sendo um fiel amigo para todas as horas, espero que sempre esteja presente na minha vida.

Ao grupo de amigos do “Cem Censura”, por toda companhia e momentos épicos. Ao grupo de amigos que restou do ensino médio “Lado de cá”, por todas as risadas e momentos deliciosos de reencontros.

Ao meu companheiro Daniel Alano, por ser carinhoso, compreensível, verdadeiro e alegre, me fazendo rir ou secando minhas lágrimas, essa conquista também é merecimento seu.

À minha amiga e professora de inglês Maria Teresa de Lima, por todas as conversas, cafés e conselhos que vão muito além de uma aula de idiomas.

As minhas novas irmãs de alma Kelly e Amanda (Sol), por todo apoio, conversas, comidas e momentos de risadas.

A banca examinadora deste trabalho, Dr. Renata Nagai e Dr. Arthur Antônio Machado, pelas correções e dedicação.

E por fim, a saudosa Pontal do Sul, que me presenteou com belas noites, pores do sol, verões quentes e invernos chuvosos, mas sempre sem perder sua fama de Pontal Paradise.

Você aprendeu alguma coisa. Isto sempre parece, à primeira vista, como se tivesse perdido alguma coisa.

Bernard Shaw

RESUMO

A dragagem consiste na desobstrução, remoção ou escavação do material de fundo, podendo ser de rios, mares, baías, lagoas e canais de acesso a portos. Por ser considerada uma obra potencialmente poluidora, estudos como de Avaliação de Impactos Ambientais e monitoramentos ambientais são exigidos para que ocorra o licenciamento da obra. A disposição do material dragado em corpos hídricos é a técnica mais usada atualmente, entretanto, se o material dragado estiver contaminado, pode ocorrer à dispersão destes contaminantes através da ressuspensão de diferentes compostos orgânicos e inorgânicos, trazendo prejuízos para o ecossistema local. Sendo assim, o presente estudo analisou através de referências bibliográficas, a ocorrência dos contaminantes HPAs e elementos traços presente nos sedimentos depositados nas regiões portuárias do município de Paranaguá e Rio Grande, pois estes são considerados os maiores portos da região sul do Brasil. Visando a capacidade de remediação dos sedimentos que ultrapassaram o limite crítico para as concentrações de elementos químicos e HPAs, conforme estabelecido na Resolução CONAMA 454/12. O estudo também apresenta diferentes formas do uso benéfico do material dragado para fins na área de engenharia e agricultura, considerando suas particularidades físico-químicas, como pH e tamanho do grão. Os resultados mostraram que ambas as áreas de estudo são passíveis a remediação dos sedimentos considerados contaminados. Algumas técnicas como a solidificação e estabilização não se mostraram adequadas para todas as áreas, por não eliminarem totalmente os compostos orgânicos e inorgânicos. Entretanto, outras técnicas de remediação podem ser utilizadas em ambas as regiões portuárias, e podem também eliminar os compostos tanto orgânicos como inorgânicos de forma adequada e segura, visando às diversas formas de reutilização benéfica deste material de acordo as suas propriedades físico-químicas.

Palavras-chave: sedimento dragado, contaminado, elementos traços, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, Paranaguá, Rio Grande.

ABSTRACT

Dredging consists in unclogging, removal or excavation of the background material, and can be done in rivers, seas, bays, lagoons and access channels to ports. As it is considered a potentially polluting work, studies such as Environmental Impact Assessment and environmental monitoring are required to occur the work permit. The disposal of dredged material in water bodies is currently the most used technique, however, if the dredged material is contaminated, there may be the dispersion of these contaminants through resuspension, of different organic and inorganic compounds, damaging the local ecosystem. Therefore, the present study analyzed through bibliographic references, the occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminants and trace elements present in deposited sediments in the waterfront area of the city of Paranaguá and Rio Grande, as these are considered the largest ports in southern region of Brazil. Aiming to remediation capacity of sediments that exceeded the critical limit for concentrations of chemical elements and PAHs, as established in Resolution CONAMA 454/12. The study presents different forms of the beneficial use of dredged material for engineering and agriculture purpose, given its physical and chemical characteristics such as pH and grain size. The results showed that both study areas are subject to remediation of sediments considered contaminated, and thus can be reused. Some techniques such as solidification and stabilization did not show suitable for all areas, by not completely eliminating organic and inorganic compounds, and therefore are not considered safe for reuse of the deposited material in the areas more contaminated than the critical threshold adopted as safe for array in soil, as the region of the Port of Paranaguá.

Keywords: dredged sediment, contaminated, trace elements, polycyclic aromatic hydrocarbons, Paranaguá, Rio Grande.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. ESTRUTURA GERAL PARA GERENCIAMENTO DO MATERIAL DRAGADO (PIANC, 1997).....	17
FIGURA 2. LOCALIZAÇÃO DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ. DESTACANDO A ATUAL ÁREA DE DESPEJO DO MATERIAL DRAGADO ACE (1), O CANAL DA GALHETA (13) (LAMOUR, 2007).	23
FIGURA 3. MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DEPOSITADOS NO CEP DE ACORDO A ESCALA DE WENTWORTH (LAMOUR, 2007).....	26
FIGURA 4. DIVISÃO DOS SETORES DO CANAL DA GALHETA ESTABELECIDOS PELA APPA (DTA, 2014).	30
FIGURA 5. MAPA DE LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA ESTUARINO DA LAGOA DOS PATOS (FRONZA, 2006).	31
FIGURA 6. MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DEPOSITADOS NA LAGOA DOS PATOS DE ACORDO O DIÂMETRO MÉDIO DEFINIDO NA ESCALA DE WENTWORTH (CALLIARI, 1984 <i>modificado por</i> GRANATO, 2005). AREIA MUITO GROSSA (AMG), AREIA MÉDIA (AM), AREIA MUITO FINA (AMF), SILTE MÉDIO (SM) E SILTE MUITO FINO (SMF).	35
FIGURA 7. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS (<i>modificado de</i> BARBOSA <i>et al.</i> , 2012). PRINCIPAIS ASSENTAMENTOS INDUSTRIAIS (□ = INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE PESCADO, # = TERMINAL DE AMÔNIA, * = TERMINAL DE PETRÓLEO, ▲ = EXTRAÇÃO E REFINO DE ÓLEO VEGETAL E ■ = INDÚSTRIA DE FERTILIZANTE).	37
FIGURA 8. ESTRUTURA DOS HPAS (2 – 3 ANÉIS) (MARTINS, 2005).	45
FIGURA 9. ESTRUTURA DE ALGUNS HPAS - ALQUIL (MARTINS, 2005).	45
FIGURA 10. ESTRUTURAS DE ALGUNS HPAS (4 – 6 ANÉIS) (MARTINS, 2005).	46
FIGURA 11. REGIÕES FUNCIONAIS DE UM ESTUÁRIO HIPOTÉTICO, APRESENTANDO SUA ZONA DE MARÉ DO RIO (ZR), ZONA DE MISTURA (ZM) E ZONA COSTEIRA (ZC) (MIRANDA <i>et al.</i> , 2002).	48
FIGURA 12. LOCALIZAÇÃO DA BAÍA DE PARANAGUÁ E AMOSTRAS COLETADAS QUE APRESENTARAM CONCENTRAÇÕES ACIMA DOS LIMITES	

ESTABELECIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 452/12, NOS DIVERSOS ESTUDOS EFETUADOS NA REGIÃO.	54
FIGURA 13. LOCALIZAÇÃO DO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS E AMOSTRAS COLETADAS QUE APRESENTARAM CONCENTRAÇÕES ACIMA DOS LIMITES ESTABELECIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 452/12, NOS DIVERSOS ESTUDOS EFETUADOS NA REGIÃO.	59
FIGURA 14. FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE DESSORÇÃO TÉRMICA (FERREIRA E FERNANDES, 2010).	64
FIGURA 15. CONCEPÇÃO FÍSICA BÁSICA DE REATOR DE LEITO FLUIDIZADO (FERNANDES & LONA, 2000).	66
FIGURA 16. DIAGRAMA SIMPLIFICADO DO SISTEMA DE PLASMA TÉRMICO (FACÓ, 2004).	67
FIGURA 17. FUNCIONAMENTO DA DUPLA CAMADA DIFUSA (modificado de SILVEIRA, 2009).	69
FIGURA 18. PROCESSOS QUE OCORREM NO SOLO DURANTE APLICAÇÃO DE UM CAMPO ELÉTRICO (MERGULHÃO, 2002).	70
FIGURA 19. ESQUEMA DE TÉCNICA DE BIORREMEDIAÇÃO POR BIOPILHA (modificado de ANDRADE <i>et al.</i> , 2010).	72
FIGURA 20. TIPO DE REATOR FIXO PARA BIORREMEDIAÇÃO (RIZZO <i>et al.</i> , 2006).	72
FIGURA 21. BIORREATOR AGITADO POR INJEÇÃO DE AR, UTILIZADO PARA TESTES DE PEQUENA ESCALA (RIZZO <i>et al.</i> , 2006).	73
FIGURA 22. PROCESSO DURANTE E PÓS REMEDIAÇÃO DO SOLO DRAGADO PARA A CRIAÇÃO DO ATERRO RECREATIVO BAYONNE GOLF EM NOVA YORK (MAHER <i>et al.</i> , 2013).	75
FIGURA 23. PROCESSO PRÉ E PÓS ENGORDAMENTO ARTIFICIAL DA PRAIA EM ALICANTE, ESPANHA (GOES FILHO, 2004).	76
FIGURA 24. PROCESSO DE PRÉ REMEDIAÇÃO COM GEOMEMBRANA SINTÉTICA PERMEÁVEL, QUE QUANDO ASSOCIADO COM O SOLO, TEM A CAPACIDADE DE DRENAR, FILTRAR, SEPARAR, REFORÇAR E PROTEGER, USADA EM PROJETOS DE ATERROS, LAGOS, CANAIS E RESERVATÓRIOS. AO O HABITAT AQUÁTICO PÓS O PROCESSO DE REMEDIAÇÃO (MAHER <i>et al.</i> , 2013).	77

FIGURA 25. EXEMPLOS DE UTILIZAÇÃO DE TUBOS GEOTÊXTEIS (GOES FILHO, 2004).....	77
FIGURA 26. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS QUE APRESENTARAM CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS TRAÇOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ, JUNTO AO MAPA DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS NA REGIÃO (MODIFICADO DE LAMOUR, 2007).	81
FIGURA 27. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS QUE APRESENTARAM CONTAMINAÇÃO POR HPAS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ, JUNTO AO MAPA DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS NA REGIÃO (MODIFICADO DE LAMOUR, 2007).....	83
FIGURA 28. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS QUE APRESENTARAM CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS TRAÇOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE, JUNTO AO MAPA DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS DA REGIÃO (modificado de CALLIARI, 1984; <i>apud</i> GRANATO, 2005). AREIA MUITO GROSSA (AMG), AREIA MÉDIA (AM), AREIA MUITO FINA (AMF), SILTE MÉDIO (SM) E SILTE MUITO FINO (SMF).	90
FIGURA 29. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS QUE APRESENTARAM CONTAMINAÇÃO POR HPAS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE, JUNTO AO MAPA DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS NA REGIÃO (modificado de CALLIARI, 1984 <i>apud</i> GRANATO, 2005).....	91

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. CONCENTRAÇÃO DOS CONTAMINANTES PRESENTES NOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ, AVALIADOS PELOS AUTORES DESCRITOS, JUNTO AOS VALORES LIMITANTES ESTABELECIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 454/12.	55
TABELA 2. CONCENTRAÇÃO DOS CONTAMINANTES PRESENTES NOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE, AVALIADOS POR DISITNTOS AUTORES DESCRITOS, JUNTO AOS VALORES LIMITANTES ESTABELECIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 454/12.	60
TABELA 3. PRINCIPAIS TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO DO MATERIAL DRAGADO CONTAMINADO POR ELEMENTOS METÁLICOS E HIDROCARBONETOS DERIVADOS DE PETRÓLEO.....	62
TABELA 4. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DISPOSTOS NOS PONTOS 1, 2, 3, 4, 5, 6 E 7) CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAÇOS, E O POSTERIOR USO BENÉFICO ADEQUADO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ.	87
TABELA 5. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DISPOSTOS NOS PONTOS 8, 9, 10 E 11) CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAÇOS E HPAs, E O POSTERIOR USO BENÉFICO ADEQUADO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ.	88
TABELA 6. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DIPOSTOS NOS PONTOS 1, 2, 3, 4, 5 E 6) CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAÇOS, E O POSTERIOR USO BENÉFICO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE.....	95
TABELA 7. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DISPOSTOS NOS PONTOS 7, 8, 9, 10 E 11) CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAÇOS E HPAs, E O POSTERIOR USO BENÉFICO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE.	96
TABELA 8. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DISPOSTOS NOS PONTOS 12 E 13) CONTAMINADOS POR HPAs, E O POSTERIOR USO BENÉFICO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE.....	97

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	22
2.1 OBJETIVOS GERAIS	22
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
3 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO	23
3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ E ANTONINA (PR)	23
3.1.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	24
3.1.2 PARÂMETROS SEDIMENTARES	25
3.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DAS ATIDADES URBANAS, PORTUÁRIAS E INDUSTRIAIS NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP)	26
3.3 HISTÓRICO DAS DRAGAGENS NO CANAL DE ACESSO MARÍTIMO AOS PORTOS DE PARANAGUÁ E ANTONINA (PR)	28
3.4 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE (RS)	30
3.4.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	31
3.4.2 PARÂMETROS SEDIMENTARES	33
3.5 IMPACTOS AMBIENTAIS DAS ATIVIDADES URBANAS, PORTUÁRIAS E INDUSTRIAIS NA LAGOA DOS PATOS	36
3.6 OCORRÊNCIAS DE LAMA NA PRAIA DO CASSINO E A POSSÍVEL INFLUÊNCIA DAS DRAGAGENS	39
3.7 HISTÓRICO DE DRAGAGENS NO CANAL DE ACESSO MARÍTIMO AO PORTO DE RIO GRANDE (RS)	40
4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	42
4.1 ELEMENTOS TRAÇOS	42
4.2 HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAs)	43
4.3 ESTUÁRIOS	46
5 MATERIAIS E MÉTODOS	50
6 RESULTADOS	52
6.1 NÍVEIS DE CONTAMINANTES ANALISADOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ (PR)	52
6.1.1 ELEMENTOS TRAÇOS	52
6.1.2 HPAs	53

6.2 NÍVEIS DE CONTAMINANTES ANALISADOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE (RS)	56
6.2.1 ELEMENTOS TRAÇOS	56
6.2.2 HPAs	57
6.3 DIFERENTES FORMAS DE REMEDIAÇÃO OU ESTABILIZAÇÃO DE CONTAMINANTES NO MATERIAL DRAGADO	61
6.3.1 DESSORÇÃO TÉRMICA E INCINERAÇÃO	62
6.3.2 TRATAMENTO DE REAÇÃO FLUIDA	65
6.3.3 PLASMA TÉRMICO	66
6.3.4 ESTABILIZAÇÃO OU SOLIDIFICAÇÃO	68
6.3.5 REMEDIAÇÃO ELETROQUÍMICA	68
6.3.6 TRATAMENTO DE BIORREMEDIAÇÃO	71
6.4 DIFERENTES FORMAS DE USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO	73
6.4.1 USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO EM OBRAS DE ENGENHARIA	74
6.4.2 USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO PARA FINS AGRÍCOLAS ..	78
7 DISCUSSÃO	80
7.1 REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ (PR)	80
7.1.1 ELEMENTOS TRAÇOS	80
7.1.2 HPAs	82
7.1.3 TECNOLOGIAS ADEQUADAS PARA O USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ	84
7.2 REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE (RS)	89
7.2.1 ELEMENTOS TRAÇOS	89
7.2.2 HPAs	91
7.2.3 TECNOLOGIAS ADEQUADAS PARA O USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE	92
8 CONCLUSÕES	98
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

1 INTRODUÇÃO

A cadeia de suprimentos é a maior necessidade e exigência no mercado da globalização, onde todos estão interligados desde o pequeno produtor até a grande indústria. Considerando esta ideia, observamos que os portos são a base para que esta cadeia de suprimentos seja eficiente, sendo de suma importância como elo dos modais de transporte, responsáveis por 90 % da movimentação de cargas, tanto no Brasil como em nível mundial (ANTAQ, 2008). Entretanto, é difícil um porto manter e suprir a necessidade econômica com falta de manutenção e insuficiência de profundidades seguras para a navegação em seus canais de acesso, o que pode comprometer toda a sua eficiência no mercado econômico, sendo necessário operações de dragagens. As dragagens consistem na desobstrução, remoção ou escavação de material de fundo, podendo ser efetuada em rios, mares, baías e lagoas, para manter profundidades seguras à navegação em portos e marinas, entre outras aplicações. Considerada como uma arte antiga, vestígios desta atividade já foram identificadas em diferentes locais do planeta. Alguns exemplos são: a abertura de canais para a navegação entre os Sumérios, que datam de 5.000 a.C., a construção do Grande Canal da China, cujas obras se iniciaram em 7 a.C. e terminaram aproximadamente em 1.280 d.C; e a execução de aterros hidráulicos na Holanda no século XIII (MARTINS, 1974 *apud* SOARES, 2006). Desde então, o avanço tecnológico vem transformando as formas de realização desta atividade.

O processo de dragagem pode ser dividido em três grupos, sendo: a) a *dragagem inicial* (ou de abertura), onde ocorre a retirada de material original; b) a *dragagem de manutenção*, onde ocorre a retirada do material que se depositou após a dragagem inicial, normalmente realizada para manter a profundidade do canal de acesso das embarcações aos portos estabelecidos pelas autoridades portuária e marítima; e c) a *dragagem de aprofundamento*, ou seja, quando um canal já dragado é aprofundado para que navios ainda maiores possam navegar com segurança. Além destas, há outro tipo de dragagem em fase de implantação, a *dragagem ambiental*, que procura remover camadas superficiais de sedimentos contaminados. A dragagem ambiental é realizada com uma draga hidráulica especialmente adaptada, que pode retirar sedimentos finos, evitando ao máximo sua ressuspensão.

As principais adaptações para este tipo de draga são: a utilização de escudos e telas (cortina de silte) ao redor do sítio de dragagem, a operação da draga em velocidades reduzidas e o processo de *overflow*¹, que deve ser evitado, mantendo a mistura água/sedimento na cisterna da embarcação (TEIXEIRA, 2009). As dragas utilizadas em todos os grupos básicos de dragagem se classificam em três tipos: mecânica, hidráulica e mista (mecânica/hidráulica), onde cada uma possui operação e mecanismos diferenciados.

Para toda e qualquer obra de dragagem, diferentes estudos são solicitados no processo de licenciamento ambiental, como geralmente o de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), cujo principal instrumento são os Estudos de Impactos Ambientais (EIA) e seus respectivos Relatórios de Impacto Ambiental (RIMA), onde são propostos os monitoramentos ambientais, (FIGURA 1). Deve-se acrescentar também a obrigatoriedade em se fazer cumprir a legislação ambiental vigente. Inicialmente estabeleceu-se a Resolução CONAMA 344/04, e posteriormente a revisada e transformada Resolução CONAMA 454/12, que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sobre jurisdição nacional.

¹ Processo para eliminar a água acumulada em tanques de dragas hidráulicas.

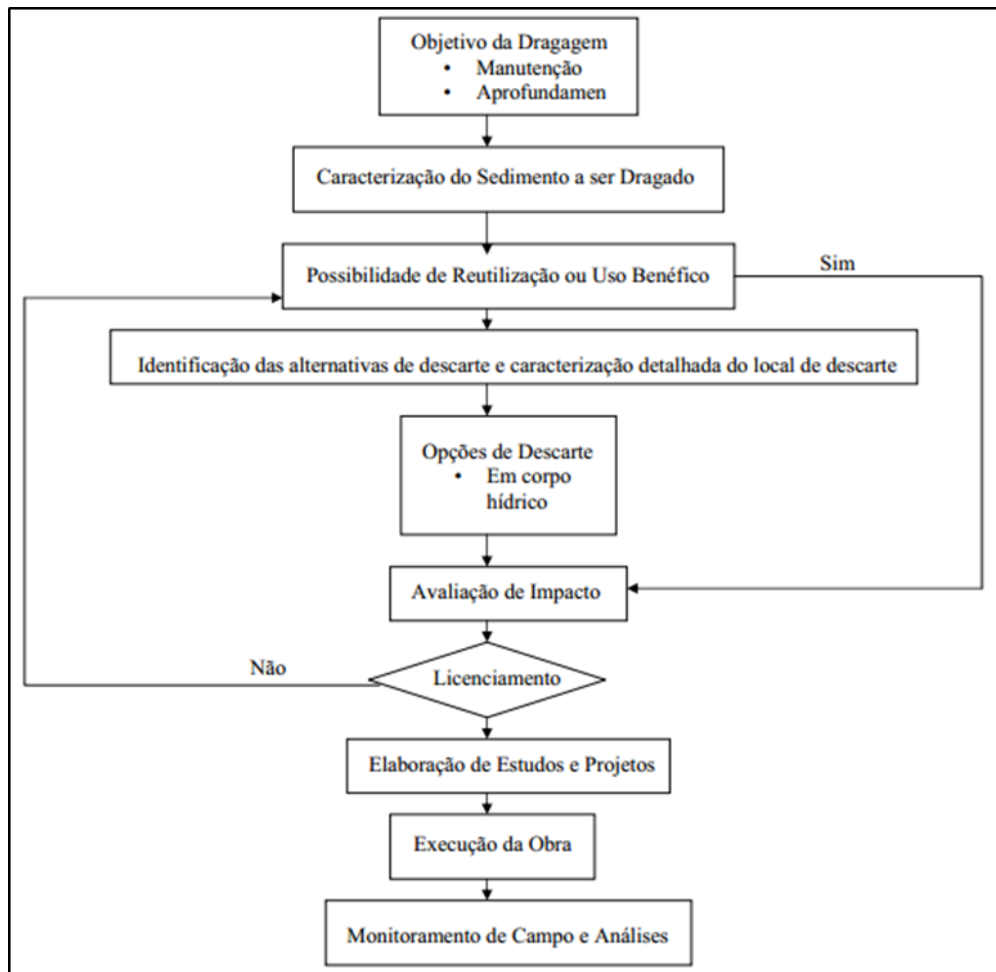


FIGURA 1. ESTRUTURA GERAL PARA GERENCIAMENTO DO MATERIAL DRAGADO (PIANC, 1997).

As áreas de disposição (ou de descarte) são a grande preocupação quanto às questões ambientais, pois tanto as características físicas, químicas, biológicas dos sedimentos, assim como as características hidrodinâmicas devem ser analisadas e estabelecidas como um critério para se definir a área adequada. A disposição em corpos hídricos é a técnica mais usada atualmente e a mais viável financeiramente, podendo ser no mar, no fundo de corpos hídricos interiores e/ou cavas abertas para este fim. No entanto, se o material dragado estiver contaminado, pode ocorrer a dispersão destes para a coluna d'água, trazendo prejuízos para o ecossistema local (TEIXEIRA, 2009).

Todas estas questões de ordem legal e de interesses ambientais distintos entre si acabam gerando polêmicas. A ressuspensão dos sedimentos como já citado acima, normalmente é a parte mais preocupante em casos de dragagens em áreas abrigadas, como baías e/ou estuários, devendo esta ser analisada pelos principais e

diferentes contaminantes presentes, como elementos traços e poluentes orgânicos persistentes (POPs). Sabe-se, através de estudos anteriores como os de Rao *et al.* (2008); Minh *et al.* (2007) e Pereira *et al.* (2007), que a descarga de efluentes domésticos, uso de fertilizantes e produtos químicos industriais, atividade portuária, turismo, derramamentos petroquímicos, queima de combustíveis fósseis, entre outros, são as principais fontes poluidoras para os sedimentos.

As obras de dragagem envolvem diferentes atores e interesses, o que também passa a ser mais uma das vertentes responsáveis por conflitos, sejam eles econômicos ou ambientais. Por serem realizadas, na maioria das vezes, em áreas de distintos usos, como por exemplo, de pesca, turismo, aquicultura, comércio, moradias, movimentação portuária, entre outras, as dragagens são sempre pelêmicas. Fora os aspectos acima mencionados, podem afetar também a saúde e bem-estar das populações adjacentes aos locais de execução da obra, tanto no canal como na área de sedimentos dragados.

Tendo em vista a maioria das questões polêmicas que cercam as obras de dragagem, a ação de reutilizar o material dragado de forma benéfica passou a ser mais debatida após uma conferência sobre dragagens que ocorreu na Europa em 1980, onde a frase “Uso Benéfico do Material Dragado” ganhou espaço e vem sendo utilizada na atualidade por diferentes países (PAIPAI, 2003).

A utilização do material dragado em obras de engenharia, aquicultura, agricultura e restauração de habitats aquáticos (mangues, marismas e ilhas artificiais) vem sendo apresentada como uma ação benéfica, de certa forma compensatória, e como uma medida de mitigação no que diz respeito aos impactos ambientais decorrentes das dragagens. O material dragado atualmente é considerado como um recurso natural valioso, contrariando a visão ultrapassada que o considerava um resíduo inútil, a ser descartado. Destaca-se que, o que se entende atualmente como uso benéfico engloba todas as alternativas de utilização que não considere o material a ser dragado como lixo (BURGUEÑO, 2009).

As principais aplicações para o uso benéfico do material dragado podem ser: materiais de construção, aterros, proteção contra erosão costeira e enchentes, uso industrial, na implantação de diques, barragens, rodovias, engorda de praias, agricultura e aquicultura.

Para que o material dragado possa ser utilizado, diferentes tratamentos deste material devem ser realizados, sendo que estes processos incluem a redução da quantidade de material para disposição e a redução, remoção e imobilização de contaminantes. Devido à situação de possível contaminação do ambiente, normalmente localizado em áreas portuárias, os processos de tratamento passam a ser indispensáveis. Todavia a relação custo-benefício destes processos de remediação faz com que a simples prática de despejo do material dragado continue comum.

Ressalta-se que não existe uma tecnologia única capaz de resolver todos os problemas de contaminação de sedimentos, sendo que, cada caso requer uma análise própria. Contudo, como os sedimentos podem apresentar um conjunto de contaminantes em variadas proporções há, muitas vezes, a necessidade de utilização de mais de um tratamento para a devida resolução do problema (GOES FILHO, 2004).

Os processos de tratamento relacionados à remediação de contaminantes, mais comumente usados são para os elementos traços arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn), além dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), bifenilas policloradas (PCBs) e poluentes orgânicos persistentes (POPs). Segundo BURGUEÑO (2009) os processos de tratamento podem ser agrupados da seguinte forma: 1) processos que separam os contaminantes dos sólidos nos sedimentos; 2) processos que destroem os contaminantes ou os transforma em formas menos tóxicas; 3) separação física entre sedimentos grosseiros e finos, para reduzir o volume de contaminantes e 4) processos de estabilização física e química que imobilizam os contaminantes tornando-os resistentes a volatilização.

Por sua vez, é importante que se perceba que cada processo de tratamento acarreta seus próprios impactos ambientais, onde a escolha do melhor tipo de tratamento requer estudos prévios de viabilidade econômica e de impacto ambiental.

Apesar de terem um custo mais elevado do que a opção tradicional de disposição do sedimento em outra área, tais tratamentos não podem ser desconsiderados. Alguns países europeus já usam a técnica de uso benéfico do material dragado para aterros. Na Austrália, esta opção começa a ganhar espaço e

ser utilizada, ainda que em poucos casos. Em Nova Jersey, nos Estados Unidos, uma área de recreação infantil foi construída com materiais que tinham em sua composição básica, sedimentos oriundos da dragagem (PAIPAI, 2003).

A maioria dos casos onde o material dragado foi benéficamente aproveitado relaciona-se a material relativamente limpo, contendo baixos níveis de contaminantes, não havendo a necessidade de se realizar processos de remediação. Isto porque estes apresentam um custo elevado, e resultados que variam de qualidade, com relação aos níveis de contaminantes presentes no material. Cerca de 90% do material dragado no mundo situa-se abaixo dos níveis de contaminação normalmente considerados como inaceitáveis, sendo assim passíveis de serem utilizados para usos benéficos (GOES FILHO, 2004).

Ademais, o material dragado considerado inadequado para a disposição em águas, exceto em caso de confinamento, pode ser adequado para muitas utilizações benéficas em terra. A determinação de inadequado para a disposição em águas salinas/salobras apenas diz respeito à disposição do material não confinado, e os critérios aquáticos são muito mais conservadores do que os critérios relacionados à disposição em terra e saúde humana. No Brasil, a disposição em terra é amparada pela Resolução SMA 39/2004 que estabelece valores de referência e de alerta para a disposição de material dragado em solo. Apenas em raras ocasiões os sedimentos marinhos estão contaminados em um nível que apresente risco para a saúde humana.

Krause & McDonnell (2000) concluíram que existe claramente a necessidade de se educar a comunidade de usuários finais para com os riscos envolvidos na reutilização de material dragado antes de ser amplamente aceita do ponto de vista público. Isso inclui abordar o entendimento errôneo do rótulo “reutilização de sedimento dragado contaminado” pelo público, ainda mesmo que este material já tenha passado por processos de remediação.

No Brasil, esta opção ainda não foi testada, devido: a) ao custo elevado dos processos de remediação, à ausência de estudos que apresentem possíveis processos de remediação relacionados aos níveis de contaminação encontrados no país (mesmo estando dentro do nível aceitável pela Resolução CONAMA 454/12); b) a falta de estudos que determinem locais mais adequados para a disposição do

material e o seu possível uso benéfico, de acordo com suas propriedades físico-químicas como, por exemplo, os materiais arenosos que, em princípio, são adequados para utilização em aterros ou para a construção de diques, não sendo, todavia adequados para o plantio de vegetação, por sua baixa capacidade de retenção à água. Além disso, a necessidade de se aplicar diferentes processos de tratamento para lidar com diferentes tipos de contaminantes, quando se tem enormes volumes de materiais com concentrações relativamente baixas de poluentes, acabam gerando custos mais elevados ao tratamento, em comparação com aqueles tratamentos de experiência em solos (COLACICCO *et al.*, 2010).

Deve-se salientar que a Resolução CONAMA 454/12 se referencia aos limites críticos adotados pela legislação canadense, norte-americana e européia, por serem bastante conservativas e confiáveis. Entretanto, assim como tratado por Argollo (2001) o uso de padrões internacionais pode levar a avaliações inadequadas, pois existem diferenças nas condições climáticas, tecnológicas e pedológicas, levando a necessidade de desenvolverem-se padrões compatíveis com a região em questão.

Através das observações mencionadas com relação às obras de dragagem, ressuspensão de sedimentos e contaminantes, e o uso benéfico do material dragado. Este trabalho procurou identificar os pontos que apresentam as maiores concentrações de elementos traços e HPAs nas regiões portuárias de Paranaguá (PR) e Rio Grande (RS), unindo estas informações as atividades de dragagem que periodicamente ocorrem nestas áreas, junto a técnicas que porventura podem ser utilizadas para a remediação ou estabilização destes contaminantes. Com isso, o trabalho procura mostrar outra finalidade para o material dragado, que depois de remediado pode ser usado de forma benéfica para diferentes fins, de acordo as suas propriedades físico-químicas, que também são consideradas no presente estudo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

- Compilar dados referentes às concentrações de contaminantes (elementos traços e HPAs) presentes nas áreas portuárias de Paranaguá (PR) e Rio Grande (RS), relacionando as concentrações com relação à Resolução CONAMA 454/12;
- Apresentar diferentes métodos de remediação para os sedimentos dragados nas áreas acima mencionadas, considerados de alguma forma contaminados de acordo com a legislação ambiental;
- Compilar informações sobre as principais e diferentes opções do uso benéfico do material dragado, relacionando o uso mais adequado de acordo as diferentes classificações granulométricas e propriedades químicas do material.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Apresentar métodos de remediação de forma adequada aos sedimentos presentes nas áreas portuárias de Paranaguá (PR) e Rio Grande (RS), considerando suas particularidades com relação à contaminação por elementos traços e HPAs;
- Estabelecer formas adequadas de reutilização deste material dragado, de acordo as suas características granulométricas e particularidades químicas.

3 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ E ANTONINA (PR)

A região portuária de Paranaguá e Antonina está situada na porção oeste do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), que abrange dois corpos aquáticos principais, as baías de Paranaguá e Antonina (260 Km²) e as baías de Laranjeiras e Pinheiros (200 Km²). Situa-se na costa sul do Brasil, ao norte do litoral do Paraná, entre as coordenadas 25°16' e 25°34' S e 48°17' e 48°42' W, cuja área total do CEP é de 612 Km² (LANA *et al.*, 2001) (FIGURA 2).

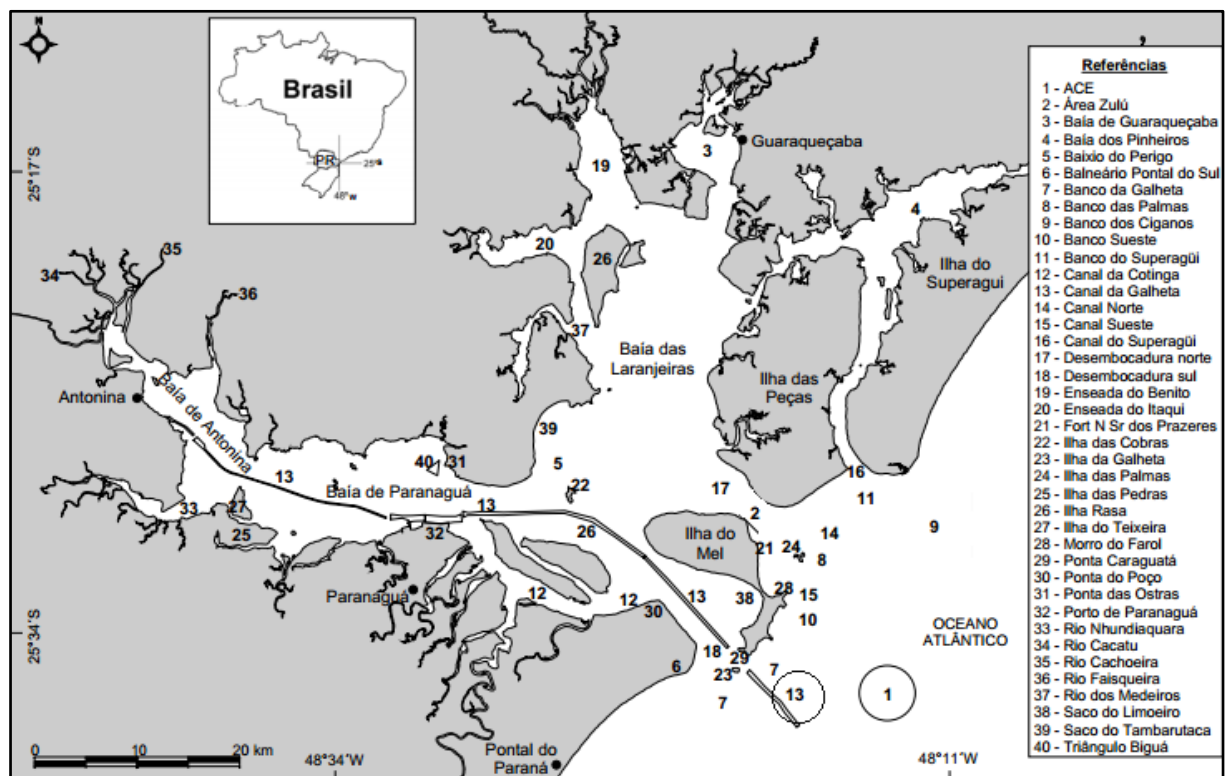


FIGURA 2. LOCALIZAÇÃO DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ. DESTACANDO A ATUAL ÁREA DE DESPEJO DO MATERIAL DRAGADO ACE (1), O CANAL DA GALHETA (13) (LAMOUR, 2007).

O CEP possui duas desembocaduras, denominadas de acordo com a posição geográfica: Norte e Sul. A desembocadura Norte apresenta dois canais navegáveis: o Canal Norte, localizado entre a Ilha das Palmas e a Ilha do Superagüi, e o Canal Sueste, localizado entre a Ilha das Palmas e a Ilha do Mel. A

desembocadura Sul apresenta um único canal, denominado Canal da Galheta, sendo este a principal via de acesso ao porto de Paranaguá (LAMOUR, 2007).

Nas margens destacam-se as cidades de Antonina e de Paranaguá, pela maior urbanização e por abrigarem portos, sendo o de Paranaguá o principal exportador de produtos agrícolas no Brasil (APPA, 2015). Além deste, existe no extremo oeste do CEP o Porto Barão de Teffé, e os Terminais Portuários da Ponta do Félix S.A, localizados na baía de Antonina.

3.1.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

O clima regional do litoral paranaense é considerado subtropical úmido mesotérmico, com duas estações bem definidas: a chuvosa no verão e a seca no inverno. No final da primavera se inicia o período chuvoso, permanecendo até a maior parte do verão (fevereiro é o período de maior precipitação), enquanto que o período seco se inicia no final do outono permanecendo até o final do inverno (julho e agosto), podendo, às vezes, ser interrompido por curtos e fracos períodos chuvosos no início do inverno (BIGARELLA *et al.*, 1978).

Ao analisar o levantamento da passagem de sistemas frontais nas praias paranaenses, Quadros *et al.* (2007) observaram um aumento da frequência destes sistemas nos meses de junho a outubro, que corresponde ao período final do outono até o início da primavera.

Com relação as marés e correntes de maré Marone *et al.* (1997) classificaram o CEP como um estuário parcialmente misturado do tipo B, com heterogeneidades laterais, apresentando um regime de maré semi-diurno, ocorrendo duas preamares e duas baixa-mares em um dia lunar com desigualdades diurnas (24hs 50min).

Segundo Noernberg (2001), o eixo L – O do CEP sofre maior influência do aporte de água doce de sua bacia de drenagem com relação ao eixo N – S. Portanto, apresenta uma resposta mais rápida e intensa aos processos de estratificação da coluna d'água, intrusão salina, aporte de sedimentos fluviais e formação da Zona de Máxima Turbidez (ZMT). Este mesmo autor delimitou a

presença de uma ZMT no eixo L – O, ocorrendo entre as Ilhas Gererês e o Porto de Paranaguá (FIGURA 2), relacionando a ocorrência desta zona com a geometria do corpo estuarino.

A transparência e o potencial hidrogeniônico (pH) da coluna d'água no CEP exibem uma relação direta com a salinidade, que apresenta valores médios mais elevados no período seco (inverno), ficando entre 20 e 34, com temperaturas que variam entre 18° e 25°, sendo que no período chuvoso (verão) a salinidade média varia entre 12 e 29, com temperaturas que variam entre 23° e 30° (LANA, *et al.*, 2001). Com relação à estratificação salina, Marone *et al.* (1995) observaram um padrão que ocorre principalmente durante o período chuvoso, diferente dos demais períodos, onde nota-se a variação espacial deste padrão com águas bem misturadas no setor externo e uma estratificação progressiva em direção ao interior do estuário.

O pH dos sedimentos superficiais apresenta uma variação homogênea de 6,11 e 7,34 para o eixo Leste – Oeste do CEP, sendo que valores de pH mais altos foram observados na região central da Baía de Paranaguá, variando entre 7,6 e 8,0. Na ZMT e Baía de Antonina os valores de pH são mais baixos variando entre 7,0 e 6,2 (CAZATI, 2010).

3.1.2 PARÂMETROS SEDIMENTARES

O CEP está localizado na planície costeira, cuja origem está intrinsecamente relacionada às variações do nível relativo do mar nos últimos milhares de anos (ANGULO, 1992), possuindo uma grande diversidade de ambientes incluindo planícies de maré, baixios, costões rochosos, marismas, canais de maré e manguezais, ambos influenciados por sua hidrodinâmica (MANTOVANELLI, 1999).

Bigarella *et al.* (1978 *apud* LAMOUR, 2007) analisaram e descreveram os sedimentos de fundo da Baía de Paranaguá, e relataram que as correntes de maré transportam e depositam os sedimentos, tornando-se mais finos e pior selecionados para o interior do estuário. Bigarella (2007) também verificou que os sedimentos da baía consistem de uma mistura de material detrítico terrígeno com material biogênico

proveniente de erosão e intemperismo das rochas cristalinas da Serra do Mar. Segundo Lamour *et al.* (2004), os sedimentos de fundo da Baía de Paranaguá são compostos por siltes finos a areias finas, sendo pobremente selecionados (FIGURA 3).

Analisando a Baía de Paranaguá, Soares *et al.* (1996) compartimentaram o eixo L – O em três setores principais: i) uma porção superior, à montante do estuário (Baía de Antonina) com grande influência fluvial, composta por sedimentos heterogêneos, sendo a porcentagem de finos superior às demais porções do estuário; ii) porção intermediária com influência fluvial e marinha, porém com menor influência de finos; iii) uma porção composta por areia fina a muito fina, delimitada pela área de influência da desembocadura, onde ocorre efetiva ação marinha.

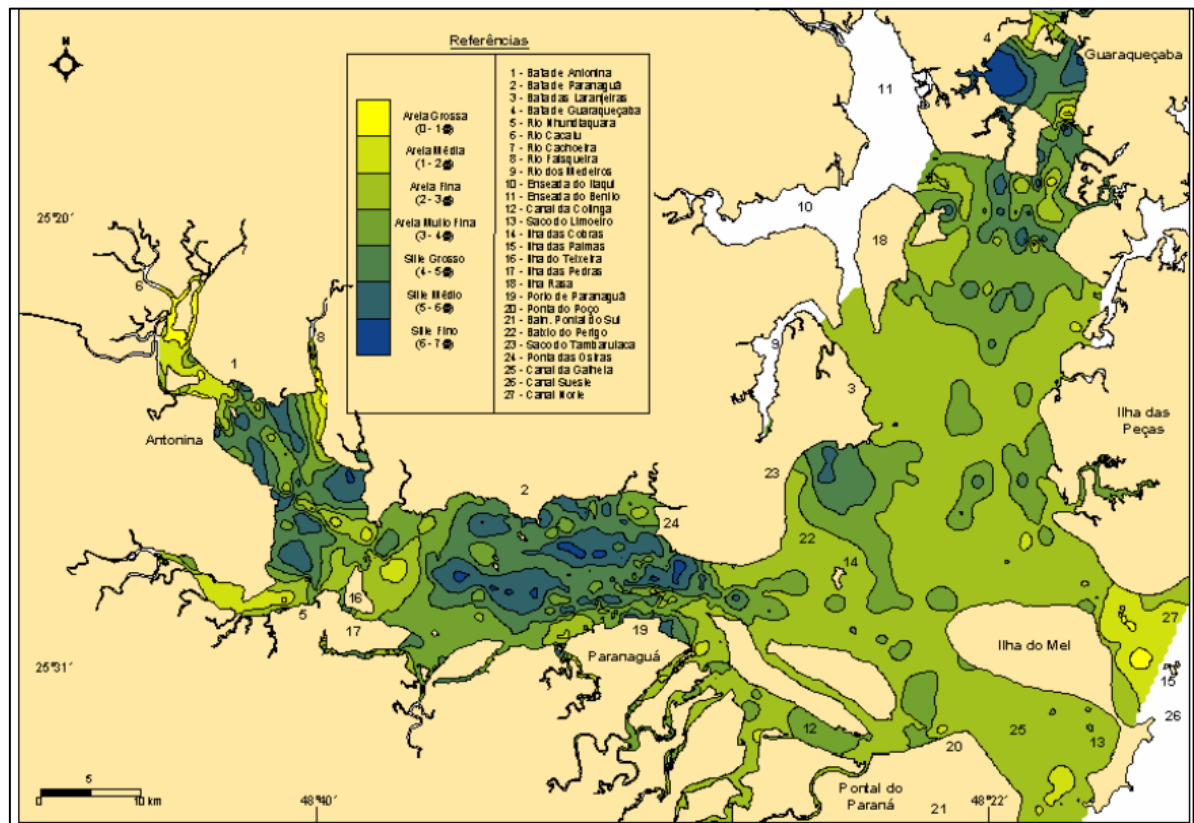


FIGURA 3. MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DEPOSITADOS NO CEP DE ACORDO A ESCALA DE WENTWORTH (LAMOUR, 2007).

3.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DAS ATIDADES URBANAS, PORTUÁRIAS E INDUSTRIAIS NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP)

As principais atividades básicas do Porto de Paranaguá estão ligadas às atividades industriais de fertilizantes, graneis e estocagem de produtos químicos. Dentre as cargas movimentadas no porto estão presentes: soja, farelo, milho, sal, açúcar, fertilizantes, contêineres, congelados, derivados de petróleo, álcool e veículos (APPA, 2015). Quanto ao Porto de Antonina, são movimentadas cargas de congelados, fertilizantes e minério de ferro, além de apresentar um histórico de movimentação de carvão (APPA, 2015), que não ocorre mais na atualidade.

O Porto de Paranaguá é uma das principais fontes de introdução de contaminantes para o ambiente de entorno da cidade de Paranaguá. As atividades portuárias foram iniciadas em 1872 no antigo atracadouro de Paranaguá, responsável pela entrada dos primeiros povoadores do Estado do Paraná (APPA, 2015).

Além do impacto resultante das atividades portuárias, o CEP vem recebendo a descarga de efluentes urbanos *in natura*, principalmente das cidades de Paranaguá e Antonina. Estes efluentes, além da poluição química, podem alterar as propriedades físico-químicas do sistema (pH e temperatura), prejudicando a biota mais sensível às alterações ambientais (ANJOS, 2006). A região onde se localiza o município de Antonina, por exemplo, não possui nenhuma área industrial, tendo o porto como local de escoamento de mercadorias. Porém, existem atividades agrícolas ao redor do município, onde ocorre utilização de agrotóxicos, podendo ser um potencial poluidor (SÁ, 2003).

A ocorrência de acidentes envolvendo navios, ainda que baixa, também se torna uma fonte direta de poluição marinha. No porto de Paranaguá, cerca de 27% das cargas transportadas correspondem a produtos perigosos ao meio ambiente (ARÉVALO, 2012). Acidentes nas estradas da Serra do Mar envolvendo caminhões de carga, transportadores de ácidos, óleos vegetais, grãos, entre outros, também são contribuintes da poluição, uma vez que grande parte do material despejado com o acidente é indiretamente carregada para o estuário e/ou mar (PROCOPIAK *et al.*, 2007).

De acordo com o Centro de Abastecimento (CAB) – Águas de Paranaguá, apenas aproximadamente 50% da população têm coleta e tratamento de esgoto. O restante do esgoto, que não é tratado, é despejado diretamente nos rios que

circundam o município ou diretamente no estuário, deixando em risco a “saúde” do ambiente marinho em seu entorno (KOLM *et al.*, 2002).

Lautert (1999) cita que a questão do desenvolvimento e pobreza se encaixa na cidade de Paranaguá, onde ao mesmo tempo em que se aumenta o Produto Interno Bruto (PIB) do município, decresce a qualidade de vida e emerge a pobreza.

3.3 HISTÓRICO DAS DRAGAGENS NO CANAL DE ACESSO MARÍTIMO AOS PORTOS DE PARANAGUÁ E ANTONINA (PR)

Os portos localizados na Baía de Paranaguá utilizam como canal de acesso o Canal da Galheta, situado ao sul da Ilha do Mel, com aproximadamente 30 Km de extensão, sendo o principal canal de acesso desde a década de 1970 (FIGURA 4).

Periodicamente dragagens são realizadas no interior do complexo estuarino, realizando a manutenção da profundidade exigida para os canais de navegação. Os terminais portuários de Antonina são os que carecem de maior frequência na manutenção de seus canais, por localizarem-se em regiões de menor profundidade e maiores taxas de assoreamento (ODRESKI *et al.*, 2003).

Dragagens são efetuadas ao longo dos canais do CEP desde o início da década de 1930. Após diversas dragagens nas bacias de evolução e canais de acesso Norte e Sueste, tornou-se necessário o aprofundamento dos canais de -10 m para -12 m. Entretanto, a retirada de maciços rochosos submersos no canal Sueste foi inviável economicamente no final da década de 1960. Assim, a APPA optou pela abertura de um novo canal, o canal da Galheta, o qual foi concluído em 1974, sendo utilizado até os dias atuais como o principal acesso aos portos.

Em 1998, o setor externo do canal da Galheta, localizado na plataforma continental interna rasa, foi aprofundado para -15 m com a draga Geopotes XV, cuja dragagem esteve sobre responsabilidade da empresa HAM. No ano de 2000, não foram realizadas dragagens e a partir de 2001 as dragagens relativas ao canal de acesso e bacia de evolução ficaram sobre responsabilidade da empresa Bandeirante, que utilizou as dragas Niña, Recreio dos Bandeirantes e Copacabana (LAMOUR & SOARES, 2007).

Em 2009 uma dragagem emergencial foi realizada, para manter a profundidade de 15 m do canal, utilizando a draga HAM 310, que pertence ao grupo holandês Van Oord. Para restabelecer esta profundidade no segundo semestre de 2012 foram retomadas as obras de dragagem, com a retirada de 2.667.123,95 m³ de sedimentos nos trechos Alfa, Bravo 1 e Bravo 2, e no primeiro semestre de 2013, sendo dragados 715.000 m³ de sedimento nos trechos Delta 1 e Delta 2 (DTA, 2014) (FIGURA, 4).

Um parecer técnico solicitado em 1994 pela Capitania dos Portos do Estado do Paraná (CPPr) ao Centro de Estudos do Mar (CEM/UFPR), sobre as áreas de deposição do sedimento dragado até então utilizadas, mostrou grande preocupação, pois concluiu-se que eram inadequadas por razões físicas, geológicas e biológicas. Os despejos dos materiais dragados eram feitos de forma não confinada, ou seja, eram dragados dos canais de acesso ou bacias de evolução e transferidos para as áreas autorizadas pela CPPr, dentro da própria baía, facilitando a sua remobilização pelos agentes hidrodinâmicos locais (LAMOUR & SOARES, 2007).

A recomendação dada no documento acima mencionado dizia que a deposição dos sedimentos dragados poderia ocorrer em duas áreas conhecidas como banco dos Ciganos e Área Zulu (FIGURA 2), das quais, apenas a primeira foi utilizada pela APPA. Além destas, uma alternativa foi sugerida, como a deposição na plataforma continental rasa. Posteriormente, Soares (2005) analisou através de simulações hidrodinâmicas que uma solução para os sedimentos dragados no setor entre Paranaguá e Antonina, seria a criação de ilhas artificiais na porção interna da Baía de Paranaguá, considerando principalmente zonas de baixa energia estuarina.

Atualmente a área de deposição do material dragado está situada na plataforma continental rasa, denominada de Área ACE-20 localizada na porção leste-sudeste da entrada do Canal da Galheta.



FIGURA 4. DIVISÃO DOS SETORES DO CANAL DA GALHETA ESTABELECIDOS PELA APPA (DTA, 2014).

3.4 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE (RS)

O município de Rio Grande está localizado às margens da Lagoa dos Patos, na planície costeira do Rio Grande do Sul, sendo caracterizado pela presença de um importante complexo portuário, o porto de Rio Grande, contendo também, a zona portuária que margeia a cidade de São José do Norte (FIGURA 5), que fica na margem do estuário oposta à cidade de Rio Grande (BARBOSA *et al.*, 2012). O sistema Lagoa dos Patos tem cerca de 250 km de extensão e uma largura média de 40 Km, apresenta uma área de 10.360 km² e está entre as maiores lagoas do mundo (HERZ, 1977, *apud* BARBOSA *op. cit.*). O estuário ocupa aproximadamente 10% da superfície total da laguna (BURGUEÑO, 2009), onde a interface com o Oceano Atlântico ocorre através de um canal com 22 km de extensão (KJERFVE, 1986).

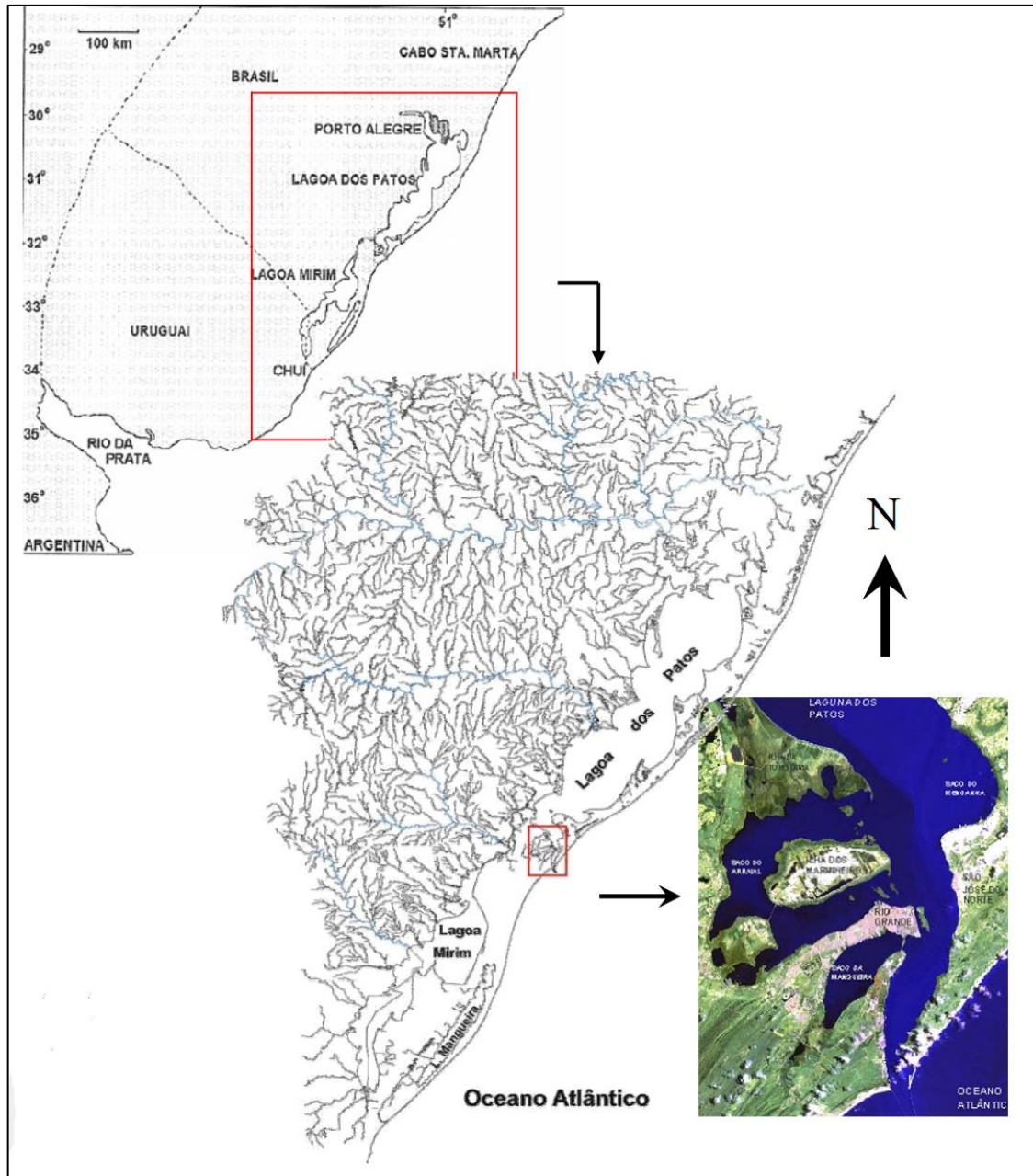


FIGURA 5. MAPA DE LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA ESTUARINO DA LAGOA DOS PATOS (FRONZA, 2006).

3.4.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

As marés astronômicas são consideradas insignificantes na hidrodinâmica da lagoa (aproximadamente 0,47 m), sendo sua influência principal as interações entre os regimes pluviométricos e os ventos, definindo os regimes de enchente e vazante (MÖLLER *et al.*, 2001). Em situações de baixa estiagem pluvial e ventos de SE e SW a tendência é forçar as águas marinhas para o interior do Canal do Rio

Grande, estabelecendo o regime de enchente. Em contraste, ventos do quadrante NE e alta precipitação pluvial ocasionam o escoamento de água doce em direção ao mar, estabelecendo o regime de vazante (CASTELÃO & MÖLLER, 2003), característica típica de lagoas com apenas uma conexão ao oceano (KJERFVE, 1986).

A circulação atmosférica na região é marcada por dois tipos de sistemas de alta pressão (MÖLLER, 1996 *apud* CASTELÃO & MÖLLER, 2003), o anticiclone que se localiza sobre o Oceano Atlântico e os anticiclones de origem polar. O primeiro apresenta como característica uma fonte de massa de ar quente e úmido, levada pelo nordeste, e o segundo, apresenta como característica uma massa de ar frio e seco, que se transporta para a direção norte (CASTELÃO & MÖLLER, *op. cit.*).

Na maior parte do ano os ventos predominantes na Lagoa dos Patos são NE, mas no período do verão e primavera há também uma incidência de ventos E, que sinalizam uma brisa do mar, durante os meses do outono e inverno os sistemas frontais se tornam mais frequentes na região, representados pela ação de ventos do quadrante SW (MÖLLER *et al.*, 2001).

Comum em lagoas costeiras, a salinidade na região apresenta grandes variações de 0 a 34, que dependem da ação do vento e consecutivamente da vazão do rio (MÖLLER *et al.*, *op. cit.*).

Granato (2005) analisou a qualidade dos sedimentos superficiais na Lagoa dos Patos e observou que o pH destes apresenta pouca variação. A maior parte dos sedimentos apresenta valores de pH entre 7,0 e 8,0, destacando o caráter neutro a pouco alcalino. Valores de pH inferiores a 6,0, foram identificados nas zonas de navegação, por serem águas mais profundas (> 5m) com maior teor em matéria orgânica. Nas imediações do Saco da Mangueira, uma das áreas conhecidas pelo impacto dos efluentes das industriais de fertilizantes, o pH dos sedimentos variou entre 2,0 e 3,0, comprovando o impacto dos efluentes ácidos (ácido fosfórico) produzidos pelas indústrias.

3.4.2 PARÂMETROS SEDIMENTARES

Conforme a classificação geomorfológica de Fairbridge (1980; *apud* BURGUEÑO, 2009) a Lagoa dos Patos pode ser classificada como um estuário de laguna costeira, constituída de dois ambientes principais: baías costeiras rasas e protegidas e pelo corpo de água central aberto e profundo do estuário.

A principal contribuição dos sedimentos que constituem o leito estuarino da Lagoa dos Patos provém do complexo fluvial do Guaíba, rio Camaquã e dos afluentes do Canal São Gonçalo (BAISCH & WASSERMAN, 1998; TORRES, 2000), caracterizados como os aportes hidrológicos mais significativos na laguna. Torres (*op.cit.*) apresenta uma taxa média de sedimentação, para a região estuarina, de $1.200.000 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1}$. Os picos de descargas de água doce são associados por Möller (1996; *apud* CASTELÃO & MÖLLER, 2003) às estações de inverno ou primavera.

Nos últimos 150 anos, a área do estuário inferior decresceu aproximadamente 11%, enfatizando o caráter deposicional deste ambiente. A erosão natural ocorre tanto nas margens a oeste do estuário, como nas margens próximas ao canal de acesso (CALLIARI, 1980; *apud* FACHIN, 1998).

A área de influência das atividades portuárias apresenta aspectos importantes em relação à distribuição dos sedimentos lamosos, sendo que estes são responsáveis pelo assoreamento da bacia de evolução do porto Novo, seu canal de acesso e do próprio canal do Norte (GRANATO, 2005).

Calliari (1980; *apud* FACHIN, 1998) identificou seis fáceis distintas no fundo estuarino (FIGURA 6): arenosa, areno-síltica, areno-argilosa, mista, síltico-argilosa e argilo-síltica. As fáceis arenosas são encontradas em regiões rasas e de maior dinâmica e as argilo-sílticas, em regiões mais profundas ou protegidas. Já na região intermediária do estuário da laguna existe uma relação linear entre a profundidade e o tamanho de grão, conforme aumenta a profundidade são encontradas partículas cada vez menores (MARTINS, 1971; *apud* BURGUEÑO, 2009).

Em épocas de elevada pluviosidade os sedimentos de fundo tendem a ser ressuspensos, transportados e distribuídos pelas condições hidrodinâmicas estuarina. Junto destes sedimentos, diversos contaminantes, tais como metais

pesados, nutrientes e micronutrientes, associados, incluindo matéria orgânica dissolvida, podem ser exportados para o oceano. Estes contaminantes acabam contribuindo significativamente a contaminação das águas e sedimentos do estuário.

A ação humana, principalmente pelo crescimento e desenvolvimento da indústria, agricultura e urbanização, propicia o aporte de sedimentos para a bacia de drenagem. Tais condições associadas a uma enorme bacia explicam o assoreamento permanente do canal, o que contribui para a redução de sua profundidade, exigindo dragagens de manutenção periódicas para manter a navegabilidade e a profundidade do calado (BURGUEÑO, *op. cit.*).

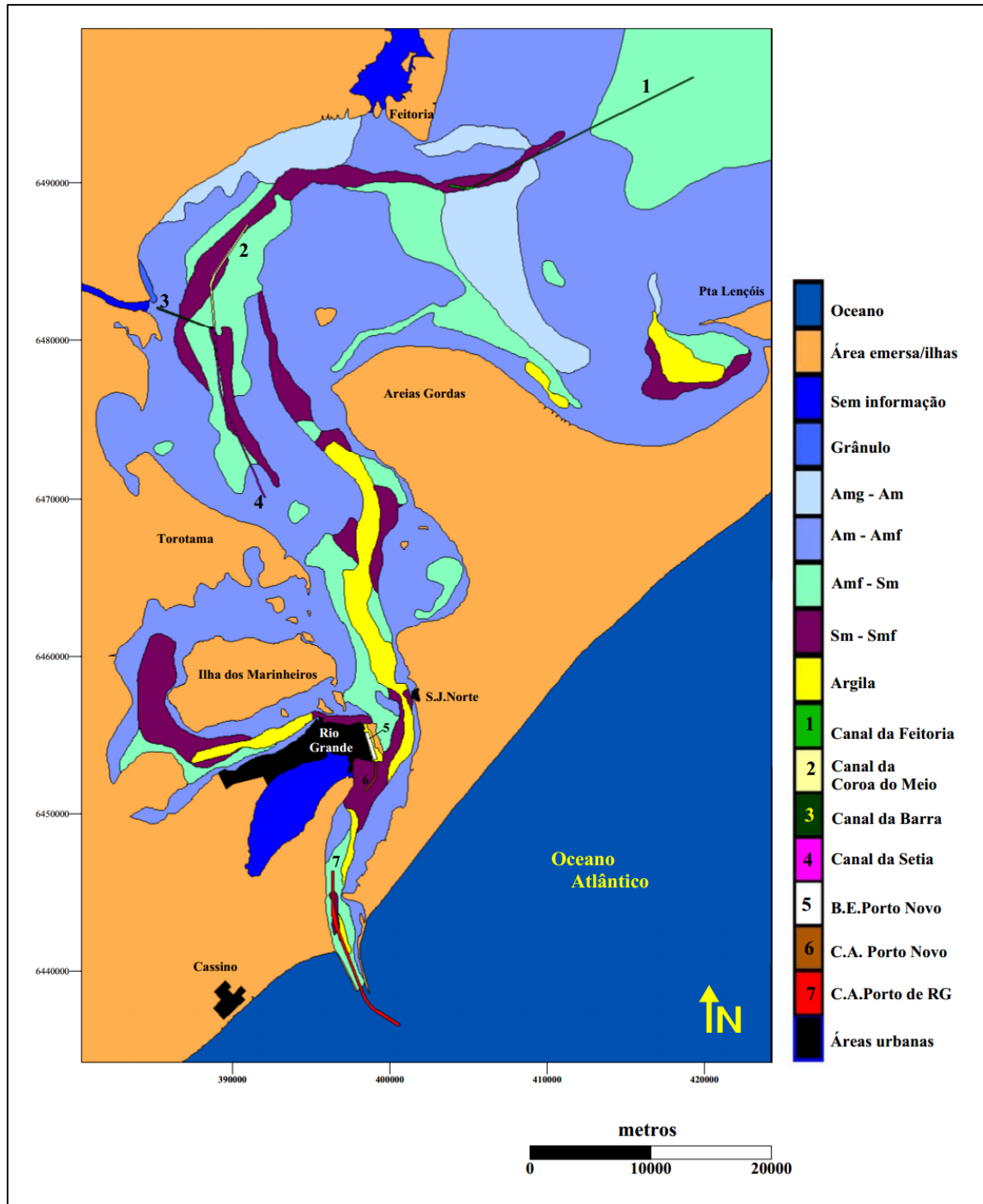


FIGURA 6. MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DEPOSITADOS NA LAGOA DOS PATOS DE ACORDO O DIÂMETRO MÉDIO DEFINIDO NA ESCALA DE WENTWORTH (CALLIARI, 1984 *modificado por* GRANATO, 2005). AREIA MUITO GROSSA (AMG), AREIA MÉDIA (AM), AREIA MUITO FINA (AMF), SILTE MÉDIO (SM) E SILTE MUITO FINO (SMF).

3.5 IMPACTOS AMBIENTAIS DAS ATIVIDADES URBANAS, PORTUÁRIAS E INDUSTRIAIS NA LAGOA DOS PATOS

A importância econômica do Porto de Rio Grande remonta às origens do município, fundado por portugueses em 1737. Desde, então com exceção do período compreendido entre 1763 e 1776, quando houve a ocupação da cidade pelos espanhóis, este porto tem sido o escoadouro natural do comércio sul-rio-grandense (NEVES, 1980). Está localizado no baixo estuário da Lagoa dos Patos, na margem oeste do Canal do Norte e, conforme Alfredini (2005 *apud* BURGUEÑO, 2009), sua localização torna-o um porto interior e artificial.

A zona portuária de Rio Grande está dividida entre o porto Velho, porto Novo e Superporto. No porto Velho funcionam atualmente os terminais pesqueiros e os terminais de passageiros, área de turismo e lazer, serviços e militar (Capitania dos Portos e Distrito Naval). O porto Novo abriga os terminais para carga geral, graneis sólidos e líquidos, contêineres, fertilizantes e operações de *roll/on-roll/off*. Na área do Superporto são desenvolvidas operações com graneis líquidos e agrícolas, fertilizantes, carga e descarga de pescado e contêineres, às margens do canal de acesso (FIGURA 7). O porto de São José do Norte apresenta uma área de transbordo, junto ao canal de acesso, na qual são feitas as atividades de carga e descarga de mercadorias (TORRES, 2000).

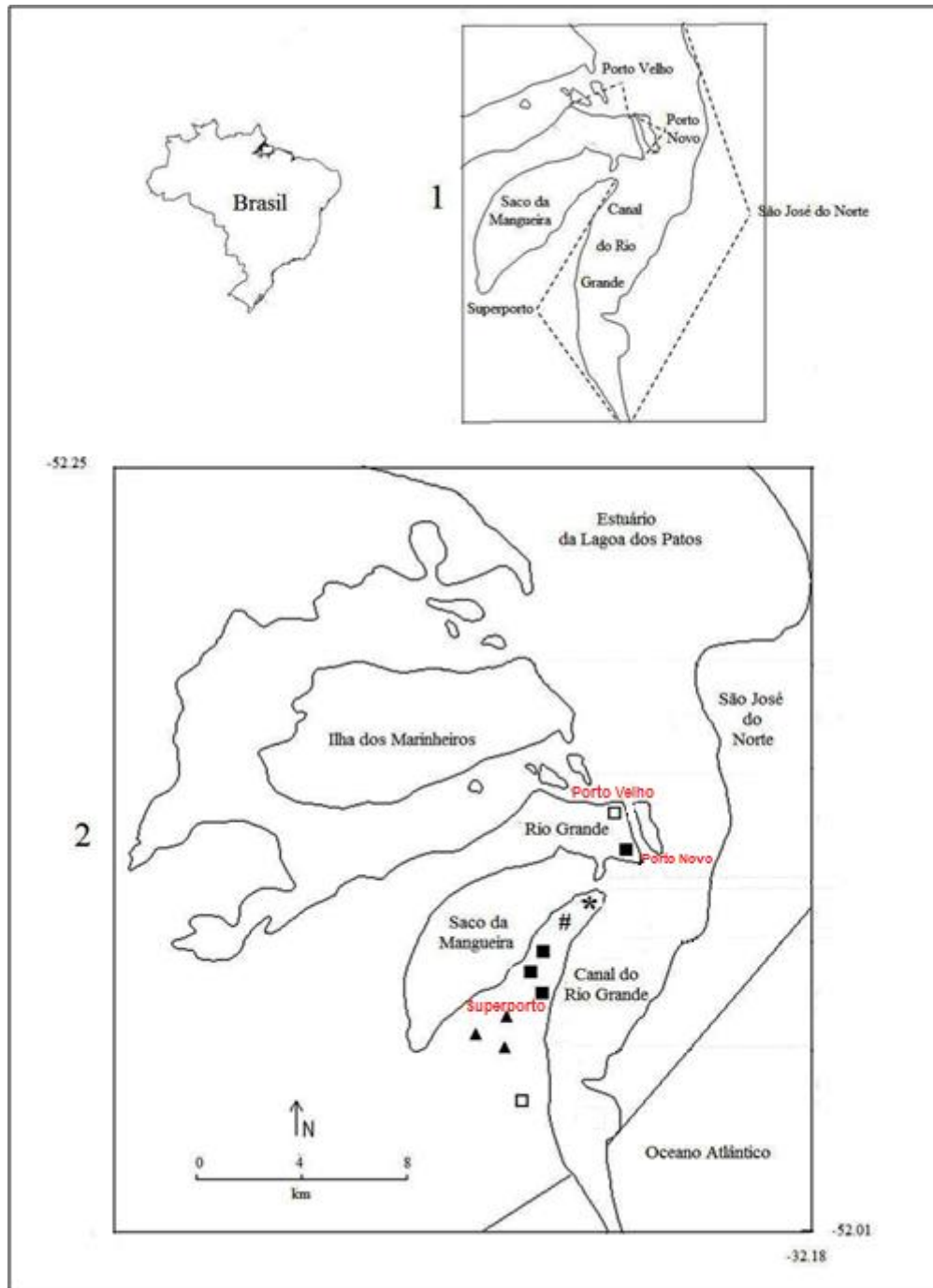


FIGURA 7. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS (modificado de BARBOSA *et al.*, 2012). PRINCIPAIS ASSENTAMENTOS INDUSTRIAIS (□ = INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE PESCADO, # = TERMINAL DE AMÔNIA, * = TERMINAL DE PETRÓLEO, ▲ = EXTRAÇÃO E REFINO DE ÓLEO VEGETAL E ■ = INDÚSTRIA DE FERTILIZANTE).

O porto de Rio Grande é considerado como o de melhores condições geográficas e de adequada infraestrutura para o escoamento da produção de todo o Rio Grande do Sul e norte da Argentina (BURGUEÑO, 2009). Entretanto, o modelo econômico industrial, implementado a partir dos anos de 1950, voltado para as

exportações, determinou a localização de indústrias pesadas (química, petroquímicas e fertilizantes) em estuários e baías, perto ecossistemas frágeis, onde geralmente se localizam os portos (GRANATO, 2005).

Segundo Oliveira (1996; *apud* GRANATO, *op. cit.*), cidades-porto como Santos, Paranaguá e Rio Grande, “vivem quase exclusivamente em função do porto e por certo, inexisteriam ou seriam inexpressivas, caso não dispusessem das operações do cais”. Mesmo assim, os efeitos negativos são claros e expressivos, pois atividades portuárias e industriais, que estão interagindo em um mesmo espaço que as atividades urbanas, pesqueiras, turísticas entre outras, obviamente tendem a gerar não somente conflitos ambientais como também de âmbito social.

Apesar desta realidade, os impactos originados pelas atividades portuárias na região do Porto de Rio Grande só foram definidos e analisados pela primeira vez no “Estudo de Impacto Ambiental do Porto de Rio Grande, RS”, realizado pela Fundação Universidade Federal do Rio Grande – FURG, em 1997. Ademais, as águas do canal do Rio Grande foram classificadas como Classe C pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) (1995), no processo de enquadramento da parte sul do estuário, seguindo as recomendações da Resolução CONAMA 20/1986, atualizadas na Resolução CONAMA 357/2005, onde as águas assim classificadas podem receber efluentes, desde que tratados, para que sua composição química natural esteja em conformidade com os limites máximos recomendados na referida legislação (BARBOSA *et al.*, 2012).

Dentre as fontes de contaminação destaca-se a atividade agrícola desenvolvida na região, os efluentes domésticos, ricos em nutrientes dos centros urbanos de Pelotas e Rio Grande (BAUMGARTEN & NIENCHESKI, 2010) e atividades industriais como: a indústria de fertilizantes, os diversos grânéis movimentados, a navegação, a indústria do pescado, entre outros (GRANATO, 2005; COSTA, 2007).

Contudo, o município de Rio Grande, como um todo, encontra-se submetido a uma ampla gama de perturbações ambientais e sociais de diferentes magnitudes, onde a instalação de zonas portuárias contribui com uma parcela considerável. Perturbações que sequer são percebidas como tal pelas instituições oficiais de gestão ambiental, o que torna improvável que ações mitigadoras venham a ser

empreendidas a médio prazo, uma vez que mesmo os problemas mais graves como o depósito de lixo urbano não tem recebido a atenção necessária (GRANATO, 2005).

3.6 OCORRÊNCIAS DE LAMA NA PRAIA DO CASSINO E A POSSÍVEL INFLUÊNCIA DAS DRAGAGENS

Os primeiros trabalhos científicos sobre o depósito de lama fluida na praia do Cassino sempre atribuíram a sua origem a uma fonte natural. De certa forma, sabe-se que estas deposições de lama estão associadas às ondas de tempestade geradas pela passagem de frentes frias e ciclones extratropicais, provenientes do quadrante sul, as quais remobilizam o material lamítico depositado na ante-praia, lançando-o sobre a zona de arrebentação e consecutivamente na praia (CALLIARI *et al.*, 2010).

Entretanto, estudos com enfoque multidisciplinar sugerem novas interpretações com relação à origem do material lamoso na praia. Dados analisados sugerem que as dragagens na região subaquosa do estuário, bem como na ante-praia oceânica, formam bolsões móveis de lama fluida aumentando assim a ocorrência do fenômeno (CALLIARI *et al.*, *op. cit.*). Embora nada tenha sido certamente comprovado, o fato não deixa de ser polêmico, pois desde abril de 2014 a praia do Cassino apresenta cerca de 7 km de extensão de lama fluida trazida pelas ondas, podendo a camada de lama chegar até 2 m de espessura.

Ademais, em 1998 registrou-se no Cassino uma deposição extraordinária de lama, a qual afetou 13 km de costa ao sul da zona central do balneário, caracterizando o maior fenômeno de deposição de lama registrado nos últimos 109 anos (CALLIARI *et al.*, 2001). Esta deposição ocorreu no primeiro semestre daquele ano, também caracterizado pela ocorrência do fenômeno *El Niño*, onde no início do ano cerca de 640.000 m³ e depois mais 2.300.000 m³ de sedimentos haviam sido dragados no estuário, com grandes concentrações de finos, e depositados na área marinha rasa (13 m de profundidade) (CALLIARI *et al.*, 2010).

3.7 HISTÓRICO DE DRAGAGENS NO CANAL DE ACESSO MARÍTIMO AO PORTO DE RIO GRANDE (RS)

A manutenção e expansão do canal de acesso ao Porto de Rio Grande, entre 1909 e 1914, gerou 8.776.000 m³ de material dragado, que foi utilizado para a construção de ilhas (Ilha do Terraplano), e também depositado ao longo das margens do estuário inferior (GRANATO, 2005).

Em 1961 e 1962 o Departamento Nacional de Portos e Vias Navegáveis (DNPVN) realizou a dragagem do canal de acesso marítimo, passando este a apresentar 12 m de profundidade. A partir deste período dragagens contínuas passaram a ser necessárias. Na década de 1970, o canal foi novamente dragado, e 703.032 m³ de material foram retirados, passando a ter 14 m de profundidade.

Entre 1980 e 1996, uma dragagem de manutenção retirou cerca de 24,5 milhões de m³, com uma média anual de 1.6 milhões de m³. Deste total, cerca de 83% eram provenientes do canal de acesso (TORRES, 2000; GRANATO, *op. cit.*).

Uma dragagem de manutenção, que ocorreu entre março e agosto de 1998, retirou 1.700.000 m³ de sedimento de fundo. Todavia, esta foi ampliada, dragando-se um volume de aproximadamente 2.940.000 m³, onde 79,3% deste material eram provenientes do canal de acesso ao porto. Este fato, conforme relatado por Torres (*op. cit.*), foi atribuído à intensa pluviosidade que ocorreu na região sul do país, devido o fenômeno *El Niño*.

Em 2001, pela primeira vez, foram elaborados estudos de pré-dragagem e monitoramento ambiental, estudos estes que envolveram a caracterização geológica, geoquímica e geotécnica do material dragado ao longo dos canais de navegação e bacias de evolução. As áreas de deposição deste material foram duas bacias de contenção, licenciadas apenas para esta finalidade, com cerca de 13.000 ha. Estas áreas estão localizadas a cerca de 13 milhas náuticas da costa da praia do Cassino (GRANATO, 2005), e comportam o descarte de todo o material retirado durante as dragagens de manutenção (MRS, 2007 *apud* BURGUEÑO, 2009).

Entre julho de 2003 e setembro de 2004, em operação de dragagem de manutenção do porto de Rio Grande, foram removidos aproximadamente 2.900.000

m³ de sedimento (GRANATO, 2005). Após, em 2006 ocorreu uma nova obra de dragagem para manter as condições de profundidade em 14 m.

Iniciada em 2009, a dragagem de aprofundamento do porto de Rio Grande aumentou de 14 para 18 m de profundidade o canal externo (fora dos Molhes da Barra). Já no canal interno (entre os Molhes da Barra e o píer petroleiro), a profundidade passou de 14 para 16 m. Entre dezembro de 2013 e janeiro de 2014 houve a realização de dragagem de manutenção do canal de acesso, removendo cerca de 1.600.000 m³ de sedimento, sendo que este material foi depositado a 16 km de distância da costa da praia do Cassino.

4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 ELEMENTOS TRAÇOS

Cerca de 60% das grandes cidades mundiais se desenvolveram em torno dos estuários. O crescimento das cidades ao longo dos estuários mostra a importância dessas áreas no desenvolvimento social, urbano e econômico (MOLISANI, 2005; *apud* ANJOS, 2006).

De um modo geral, baías e estuários constituem-se em eficientes barreiras geoquímicas naturais para fluxos sedimentares provenientes do continente, intensificando os processos de fixação e acumulação para metais trazidos do continente, principalmente quando essas feições geográficas associam expressivas áreas de mangues (TORRES, 2000; SILVA, 2002). Sendo assim, regiões de manguezais, na maioria dos casos, podem tornar-se locais de acúmulo de metais, sejam eles de origem natural ou antrópica.

A introdução direta ou indireta de substâncias e de energia pelo homem pode atingir níveis de concentração que causam a contaminação do estuário, com efeitos nocivos aos recursos vivos, riscos à saúde humana, obstáculos para as atividades marinhas e de pesca, deterioração da qualidade da água e redução de seus atrativos naturais (GESAMP, 1995). Entretanto, os metais são encontrados naturalmente na maior parte do meio marinho.

A remoção dos metais da coluna de água e sua deposição nos sedimentos dependem de fatores como floculação, condições de pH, condições redox, interação com metais particulados e dissolvidos, orgânicos e inorgânicos (BENNETT, 1987; *apud* SÁ, 2003). Os sedimentos neste caso podem, em consequência, apresentar um importante papel na fixação de substâncias, atuando como depósitos de elementos e substâncias contaminantes (SALOMONS *et al.*, 1988).

Uma contaminação ambiental ocasionada por metais não está sujeita a processos de biodegradação. Isto significa que, uma vez no ambiente, os metais tendem a sofrer acúmulo, causando um problema ambiental sem precedentes devido à toxicidade da grande maioria destes elementos (SÁ, 2003). Tanto os essenciais, como cobre e zinco, e os não essenciais, como cádmio e chumbo,

encontram-se entre os principais constituintes dos aportes de atividades portuárias. Desta forma, devido à sua capacidade persistente, a presença elevada de metais traço pode ocasionar efeitos adversos aos ecossistemas estuarinos e, consequentemente, ao ser humano (HORTELLANI *et al.*, 2008).

A ação tóxica dos metais é primariamente o resultado de sua afinidade por grupos quelantes em moléculas biológicas (VALLE & ULMER, 1972; *apud* SÁ, 2003). Sendo assim, nos seres vivos eles reagem com átomos doadores de enxofre das proteínas, resultando em desativação enzimática (SÁ, *op. cit.*). Ademais, competem com elementos essenciais tais como cálcio e magnésio e assim desestabilizam a estrutura de biomoléculas, resultando em efeitos tóxicos e até carcinogênicos. A reação do metal e metalóide (arsênio) no organismo depende da fração ingerida e da fração que realmente atingiu os sítios ativos no sistema biológico do indivíduo.

Com relação à fonte destes contaminantes, acredita-se que as áreas portuárias, por suas intensas atividades, apresentam níveis de contaminação mais elevados. Entretanto, poucas vezes ultrapassam o nível crítico estabelecido pelas Resoluções CONAMA 344/04 e 454/12. Por isso, o tema dragagens é altamente debatido, especialmente em virtude da resuspensão dos sedimentos, que podem mobilizar e transportar estes metais para áreas ainda não contaminadas.

4. 2 HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAs)

A atmosfera é o principal meio de transporte dos HPAs, pois estes associam-se principalmente ao material particulado atmosférico (PIERCE & KATZ, 1975; CORDEIRO, 2003).

Os HPAs podem ser introduzidos no ambiente estuarino a partir de fontes pirolíticas, como emissões de veículos, queima de biomassa, carvão, petróleo e derivados, e de fontes petrogênicas, tais como efluentes de refinarias de petróleo, provenientes do tráfego de navios, bem como a partir de transformações pós-deposicionais de precursores biogênicos (OREN *et al.*, 2006). Estes compostos

orgânicos têm sido introduzidos no meio ambiente desde o começo da revolução industrial (HARTMANN *et al.*, 2005).

Em relação a outros compostos orgânicos, a biodegradação dos HPAs é particularmente difícil, ocorrendo sucessivamente de um anel benzênico a outro e principalmente em condições aeróbias. Entretanto, pode ocorrer em condições anaeróbias através de sulfato-redução. Esse fato limita a utilização de processos biológicos para a degradação dos HPAs, contudo, alguns fungos como: *Cunninghamella* sp., *Penicillium* sp., *Aspergillus niger*, entre tantos outros que estão sendo descobertos, têm apresentado boa capacidade de degradação desses compostos (LIMA *et al.*, 2011).

Os HPAs são caracterizados como uma importante classe de compostos que se destacam nos sedimentos recentes de estuários, sendo constituintes onipresentes nesses ambientes (HOSTETTLER *et al.*, 1999). Os reconhecidos como muito tóxicos e cancerígenos, como o benzo(a)pireno, são pouco solúveis em água, fixando-se muito facilmente nas partículas em suspensão dos sistemas aquáticos, e por sua sedimentação vão se concentrar nos sedimentos de fundo (POTELON, 1993; *apud* CORDEIRO, 2003). Devido a grande persistência, a maioria dos HPAs é considerada estável nos sedimentos. Todavia, os sedimentos podem ser colocados parcialmente em suspensão e os HPAs podem ser seguidamente transportados para outros sítios através de processos de transporte hidrossedimentares (LARSEN *et al.*, 1986). Sedimentos caracterizados por maiores frações de finos (silte e argila) são os mais ricos em HPAs. Quando a granulometria ultrapassa 80% de areia as ligações com hidrocarbonetos não são propícias, ainda que em áreas de entrada contínua de contaminantes (ZANARDI, 1996, *apud* ANDRADE, 2012). Estes compostos apresentam em sua estrutura química pelo menos dois anéis aromáticos, sendo o naftaleno, o composto mais simples deste grupo. Os HPAs são divididos em dois grupos principais, conforme a origem antrópica:

- (a) HPAs de origem petrogênica: são os de menor massa molecular. Estes compostos geralmente apresentam de 2 a 3 anéis aromáticos em sua estrutura (FIGURAS 8 - 9), sendo comum a presença de homólogos alquilados. O naftaleno e seus derivados alquilados são os principais HPAs presentes no

petróleo bruto, que pode apresentar ainda fenantreno e seus derivados alquilados (MARTINS, 2005);

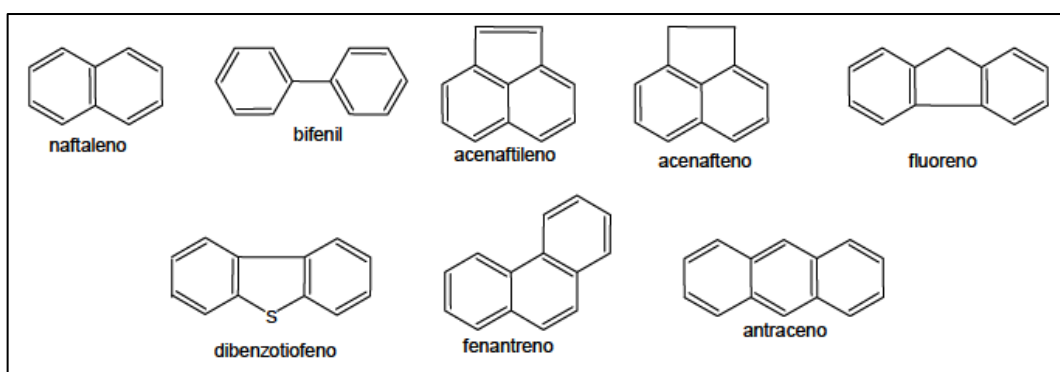


FIGURA 8. ESTRUTURA DOS HPAS (2 – 3 ANÉIS) (MARTINS, 2005).

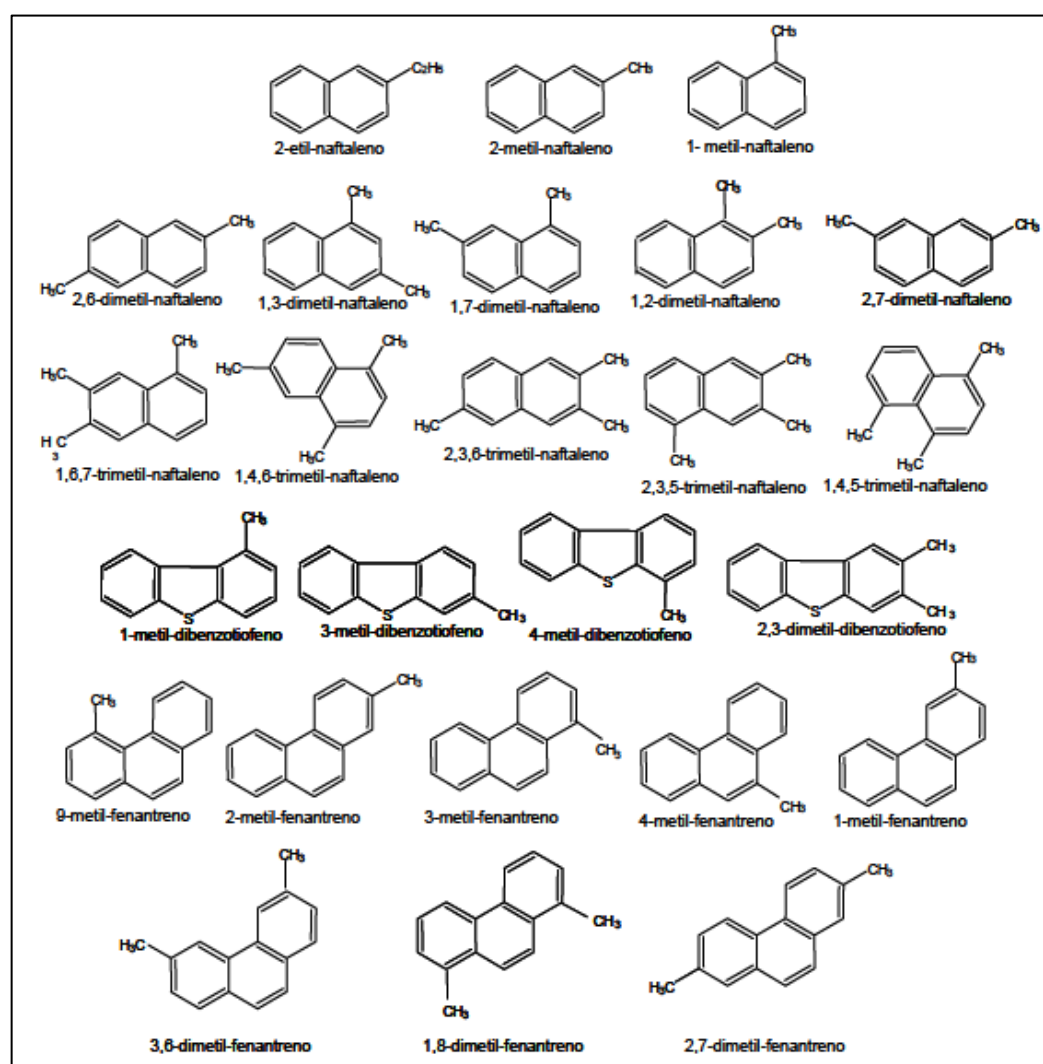


FIGURA 9. ESTRUTURA DE ALGUNS HPAS - ALQUIL (MARTINS, 2005).

(b) HPAs de origem pirolítica: são os de maior massa molecular, apresentando mais de 3 ciclos aromáticos em um baixo grau de alquilação (FIGURA 10). São provenientes da queima de combustíveis fósseis, carvão e biomassa vegetal, quando se tem evidências destes eventos a preocupação com relação a esses hidrocarbonetos é a sua toxicidade, e quando absorvidos por animais marinhos, podem formar metabólitos ativos que são carcinogênicos (WOODHEAD *et al.*, 1999). Os HPAs pirolíticos mais abundantes no ambiente são: fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(e)pireno, benzo(a)pireno, indeno[1,2,3-c,d]pireno, dibenzo(a,h)antraceno e benzo(g,h,i)perileno.

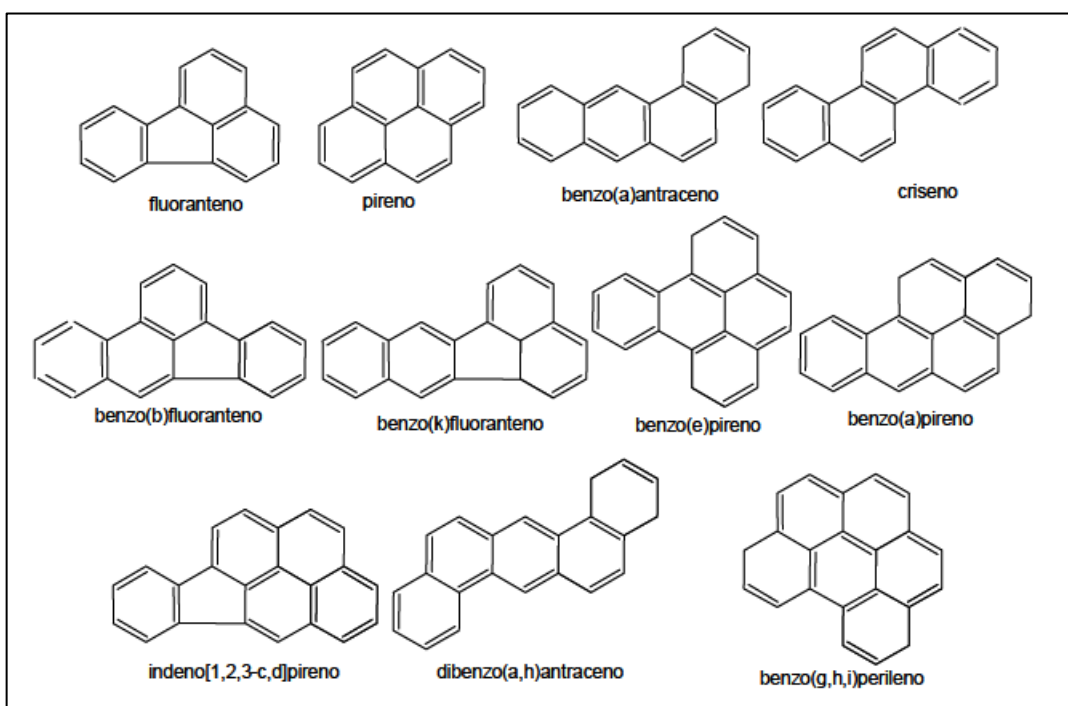


FIGURA 10. ESTRUTURAS DE ALGUNS HPAS (4 – 6 ANÉIS) (MARTINS, 2005).

4.3 ESTUÁRIOS

A origem das planícies costeiras está intrinsecamente relacionada às variações do nível relativo do mar nos últimos milhares de anos (ANGULO, 1992). Durante o Quaternário (de 1.8 milhões de anos até o presente) ocorreram significativas variações do nível relativo do mar, que condicionaram principalmente a evolução e formação paleogeográfica costeira da região (SUGUIO *et al.*, 1985).

Desenvolveram-se, concomitantemente com o passar do tempo geológico, uma série de feições fito-fisionômicas, que não constituem formações geológicas ou geomorfológicas propriamente ditas do ponto de vista conceitual, mas que se encontram amplamente desenvolvidas nas planícies costeiras, como os manguezais, marismas, brejos intercordões, entre outras (ANGULO *et al.*, 2009). Os canais de navegação naturais constituem antigos vales fluviais, que foram afogados com a subida do nível relativo do mar (SOARES, 2009).

Os estuários foram definidos por Bird (2008), como um sistema de vale afogado, sujeito a flutuações de maré e encontro e mistura de água doce do rio com a água salgada do mar, recebendo sedimentos de suas bacias hidrográficas e de fontes marinhas. Considerado como um sistema complexo e de alta produtividade, devido a sua eficiência em gerar e manter diversos sistemas produtores, os estuários apresentam elevada carga de nutrientes, de origem fluvial, pluvial e antrópica, aliada aos processos de mistura e renovação da água e processos biogeoquímicos, que contribuem para o dinamismo deste ecossistema (ANJOS, 2006).

Segundo Kjerfve (1987) um estuário pode ser definido como um ambiente costeiro apresentando conexão restrita com o oceano, sendo que a desembocadura permanece aberta pelo menos intermitentemente. Pode assim ser dividido em três zonas distintas (FIGURA 11):

- (1) Zona de Maré do Rio (ZR) – porção fluvial que apresenta salinidade muito próxima à zero, entretanto sujeita à influência da maré, onde a água é integralmente de origem fluvial;
- (2) Zona de Mistura (ZM) – é a principal região do estuário, onde ocorre a misturada água de origem fluvial com a água do mar. Esta zona apresenta uma variação vertical e longitudinal da salinidade e das velocidades de correntes do estuário. Caracteriza-se por movimentos convergentes quase nulos, onde a concentração de materiais e sedimentos em suspensão tanto de origem marinha como fluvial se tornam intensos, formando a chamada Zona de Máxima Turbidez (ZMT);
- (3) Zona Costeira (ZC) – região costeira adjacente que se estende até a frente da pluma estuarina, apresentando águas mais turvas que as águas

do oceano aberto. O regime de marés e ondas da ZC condiciona a circulação do sistema estuarino, estabelecendo padrões de correntes longitudinais e transversais à desembocadura do estuário.

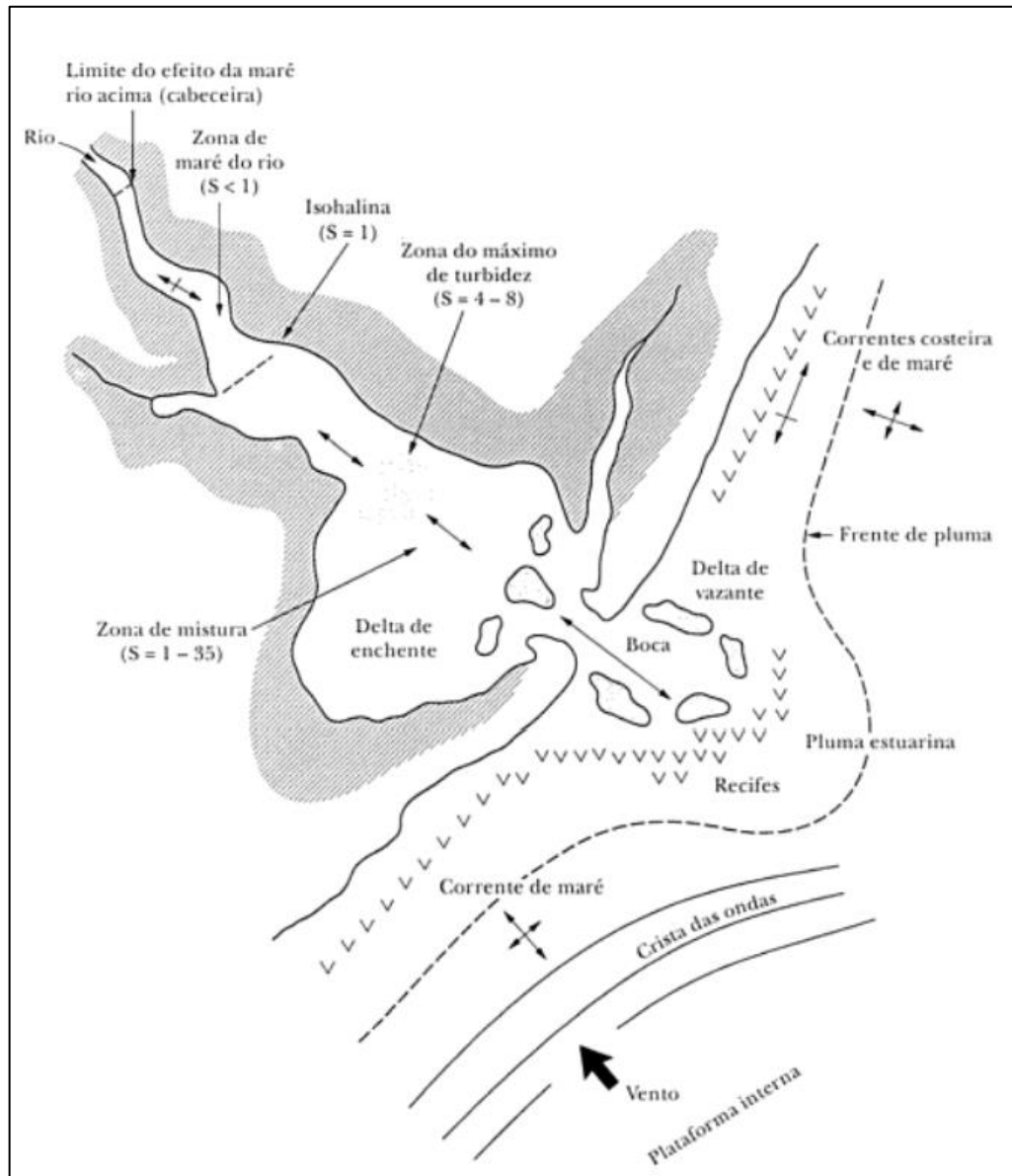


FIGURA 11. REGIÕES FUNCIONAIS DE UM ESTUÁRIO HIPOTÉTICO, APRESENTANDO SUA ZONA DE MARÉ DO RIO (ZR), ZONA DE MISTURA (ZM) E ZONA COSTEIRA (ZC) (MIRANDA *et al.*, 2002).

Os estuários apresentam relevância em diversos âmbitos, seja pela sua importância ecológica ou pela importância do intenso uso humano associado, onde se desenvolvem algumas das maiores áreas metropolitanas do mundo servindo também como área de abrigo para embarcações, por serem ambientes abrigados

das ações marinhas, culminando com a implantação de portos, marinas, além do uso recreacional, entre tantos outros exercidos pelo homem (LAMOUR *et al.*, 2004).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi baseado em levantamentos bibliográficos das diferentes áreas de estudo (Paranaguá/PR e Rio Grande/RS), assim como de diferentes áreas do conhecimento, tendo sido consultados trabalhos de engenharia oceânica, oceanografia física, oceanografia geológica, geoquímica marinha, relatórios de estudo de impacto ambiental, entre outros, que estão disponíveis nas bibliotecas digitais da UFPR, FURG e UFRJ, no banco eletrônico dos sites Scielo e ScienceDirect, biblioteca do Campus Centro de Estudos do Mar da UFPR, anais de congressos e site dos terminais portuários responsáveis .

Os dados de contaminantes apresentados foram obtidos através de levantamentos bibliográficos de monografias, dissertações de mestrado, teses de doutorado, artigos e relatórios de monitoramento ambiental das dragagens, tanto de Paranaguá como de Rio Grande.

Os tratamentos de remediação foram obtidos através de artigos e relatórios técnicos, monografias, teses e dissertações produzidas na área de engenharia ambiental, oceânica e civil. Os diferentes métodos de reutilização do material dragado puderam ser obtidos também através de diferentes fontes bibliográficas, tanto nacionais como estrangeiras.

Ademais, informações como granulometria e características físico-químicas dos sedimentos presentes nas áreas de estudo puderam ser obtidas através de artigos nacionais, dissertações de mestrado e teses de doutorado realizadas, em grande parte, na Universidade Federal do Paraná (UFPR) e Universidade Federal do Rio Grande (FURG).

A primeira etapa do trabalho consistiu no levantamento de dados com relação aos contaminantes (elementos traços e HPAs) presentes nos sedimentos depositados nas regiões portuárias dos municípios de Paranaguá e Rio Grande. Os dados apresentados são relativamente recentes, pois o conhecimento da atual situação dos sedimentos dragados nas áreas portuárias passa a ser de extrema importância, para que futuramente possamos também utilizar métodos de beneficiamento do material dragado, sendo que quando nos referimos a reutilização do material dragado, estamos falando de sedimentos relativamente limpos para a

disposição em terra, mas que ao mesmo tempo também são sedimentos que apontam algum nível de contaminação acima do desejável para a disposição aquática.

A segunda etapa do trabalho consistiu em apresentar diferentes técnicas de remediação para os sedimentos considerados contaminados pela Resolução CONAMA 454/12, tratando separadamente as técnicas para remediação por elementos traços e HPAs.

Em seguida trata-se das diferentes opções na reutilização do material dragado, esta etapa divide as diferentes formas do beneficiamento do material para diferentes fins específicos como engenharia/industrial e o uso agrícola.

Todas estas diferentes informações, como nível de contaminação dos sedimentos e granulometria, assim como as suas características físico-químicas, serão interligadas aos diferentes métodos de remediação e a seguir as diferentes formas de beneficiamento do material dragado. Analisaram-se os tratamentos de remediação mais ideais para este caso e as formas de beneficiamento mais eficazes para este material.

A localização dos pontos nas regiões portuárias de Paranaguá e Rio Grande são demonstradas através de mapas criados no programa Quantum GIS (QGIS) versão 2.4, essas localizações foram obtidas através das posições dos pontos amostrados, que estão presentes nos estudos primários no qual este estudo baseasse.

Para a realização deste trabalho foram utilizados apenas estudos que apresentaram como resultados concentrações de elementos traços e/ou HPAs presentes nas regiões portuárias de Paranaguá (PR) e Rio Grande (RS) consideradas acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 454/12 para a disposição do material em águas salinas e salobras. Sendo assim, cabe esclarecer que outros estudos também analisaram os níveis de contaminação por elementos traços e HPAs nestas áreas, mas estes não foram considerados por não apresentarem concentrações acima da legislação vigente.

6 RESULTADOS

6.1 NÍVEIS DE CONTAMINANTES ANALISADOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ (PR)

6.1.1 ELEMENTOS TRAÇOS

Sá (2003) analisou dados de sedimentos superficiais coletados no período anterior as obras de dragagem em maio de 2001, e posteriormente às obras de dragagem em fevereiro de 2002, com o objetivo de avaliar os impactos das dragagens na área compreendida entre a Baía de Antonina e o Porto de Paranaguá. O estudo apresentou concentrações totais de elementos traços nos sedimentos superficiais que ultrapassam os valores limitantes totais estipulados no nível 1 para águas salina/salobra da Resolução CONAMA 454/12. Os elementos traços presentes nos sedimentos superficiais nas fases de pré-dragagem e pós-dragagem, que apresentaram valores limitantes totais que ultrapassam o nível 1 para águas salina/salobra da Resolução CONAMA 454/12 foram: cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e arsênio (As), conforme demonstrado na Figura 12 e Tabela 1.

Outro estudo foi realizado por Machado & Sá (2004), com objetivo de avaliar a qualidade dos sedimentos superficiais na bacia de evolução e canal de acesso aos Terminais Portuários da Ponta do Félix. Baseado apenas nas concentrações dos elementos traços observou-se que os sedimentos superficiais da área em questão apresentavam grandes variações com relação aos valores de Cu, Cr e Ni.

Com base nos resultados das análises efetuadas nos sedimentos superficiais coletados em 5 pontos dispostos ao longo do canal de acesso em abril de 2004, as concentrações de Cu e Cr (FIGURA 12) ultrapassaram os valores referentes ao nível 1 da Resolução CONAMA 454/12 para a disposição em águas salobra/salina (TABELA 1). Ademais, as concentrações de Ni ultrapassaram o valor crítico (FIGURA 12) adotado para o nível 2 da Resolução CONAMA 454/12 (TABELA 1).

Sá & Machado (2007) investigaram concentrações de elementos traços nos sedimentos superficiais depositados no canal de acesso aos portos do estado do Paraná, a partir de amostras coletadas no ano de 2006. Os resultados obtidos

evidenciaram um comportamento conservativo para o As, mostrando um aumento nas concentrações de elementos traços em sedimento superficial nos setores mais internos da Baía de Paranaguá, relacionado com o aumento da concentração de sedimentos finos presentes nestes locais.

As concentrações de elementos traços mostram com exceção ao Ni (FIGURA 12), que os demais elementos apresentaram teores situados abaixo dos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/12 (TABELA 1).

Outro estudo realizado foi o monitoramento dos impactos da dragagem (APPA, 2011), através de amostras de sedimentos superficiais depositados na área denominada Charlie Uno (FIGURA 4), coletados no período de pré, durante e pós-dragagem do ano de 2011. A maioria das amostras coletadas, apresentaram concentrações de elementos traços abaixo dos níveis limitantes estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/12, exceto para o elemento Hg, que ultrapassou o nível 1 estabelecido na legislação, apresentando valores conservativos sempre próximos de 0,15 mg/Kg (FIGURA 12).

6.1.2 HPAs

Camargo (2011) estudou marcadores orgânicos geoquímicos em sedimentos superficiais depositados no entorno da cidade de Paranaguá, tendo como objetivo avaliar a contaminação por HPAs existente na região, através de amostras obtidas em outubro de 2008.

Observou-se que dos 16 HPAs prioritários analisados (benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)pirileno, naftaleno, benzo(a)pireno, criseno, fluoranteno, fluoreno, dibenzo(a,h)antraceno, indeno[1,2,3-c,d]pireno, pireno e fenantreno), apenas os HPAs: acenaftileno, acenafteno, fluoreno e 2-metilnaftaleno (FIGURA 12) ultrapassaram os valores referentes ao nível 1 da Resolução CONAMA 454/12 para a disposição em águas salobra/salina (TABELA 1).

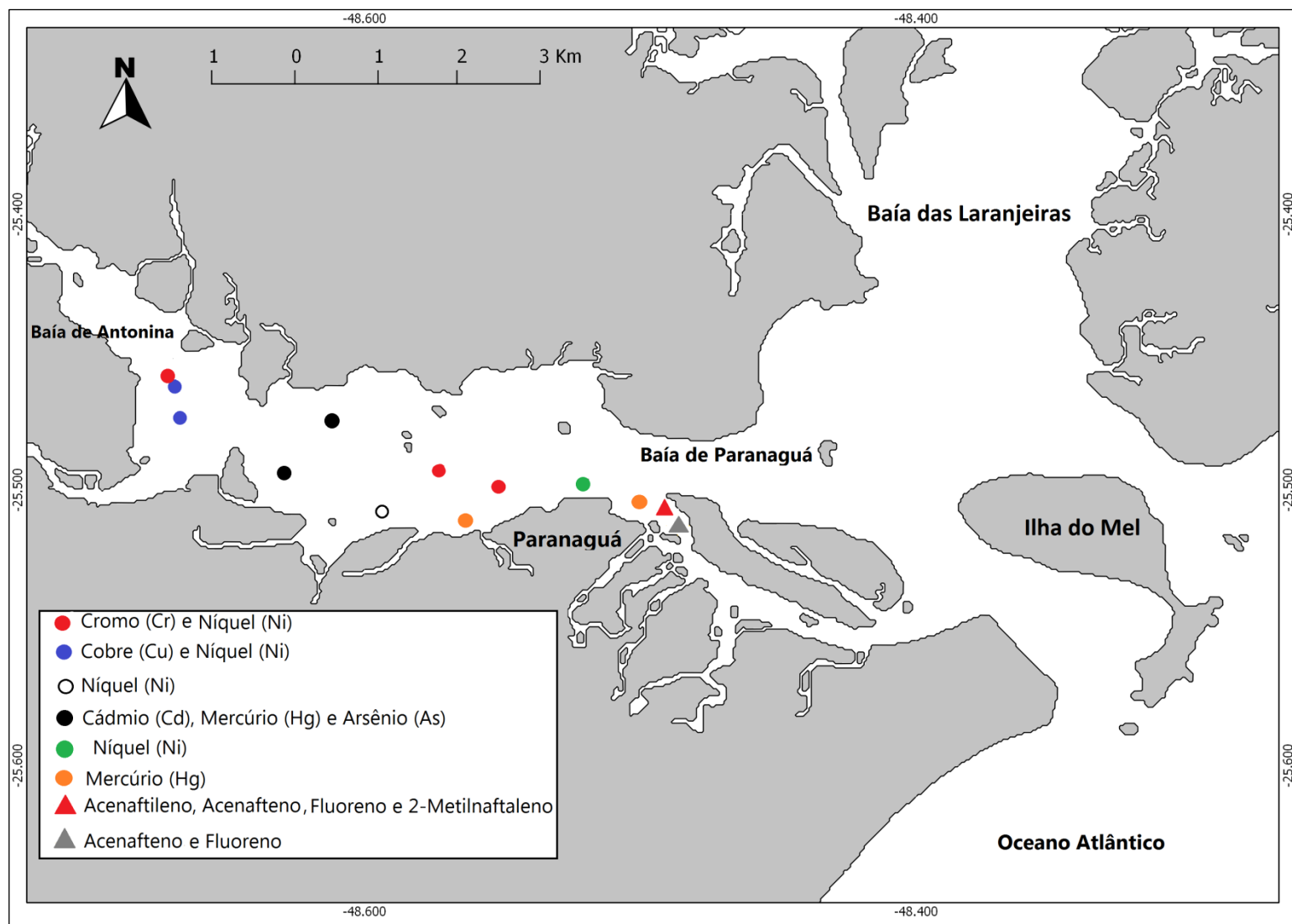


FIGURA 12. LOCALIZAÇÃO DA BAÍA DE PARANAGUÁ E AMOSTRAS COLETADAS QUE APRESENTARAM CONCENTRAÇÕES ACIMA DOS LIMITES ESTABELECIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 452/12, NOS DIVERSOS ESTUDOS EFETUADOS NA REGIÃO.

TABELA 1. CONCENTRAÇÃO DOS CONTAMINANTES PRESENTES NOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ, AVALIADOS PELOS AUTORES DESCRITOS, JUNTO AOS VALORES LIMITANTES ESTABELECIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 454/12.

CONTAMINANTES		CONCENTRAÇÃO LIMITE ENCONTRADA POR PONTO	CONCENTRAÇÃO MÍNIMA E MÁXIMA ENCONTRADA NO ESTUDO	NÍVEL 1 Resolução CONAMA 454/12	NÍVEL 2 Resolução CONAMA 454/12	REFERÊNCIA
Elementos Traços mg/Kg	● Cromo (Cr)	95	50 – 95	81	370	MACHADO & SÁ (2004)
	● Níquel (Ni)	74,5	60 – 74,5	20,9	51,6	
	● Cobre (Cu)	74 / 72	28 – 74	34	270	MACHADO & SÁ (2004)
	● Níquel (Ni)	74,5 / 72	60 – 74,5	20,9	51,6	
	○ Níquel (Ni)	62	60 – 74,5	20,9	51,6	MACHADO & SÁ (2004)
	● Cádmio (Cd)	2,4 / 1,9	1,7 – 2,4	1,2	7,2	SÁ (2003)
	● Mercúrio (Hg)	0,27 / 0,5	0,09 – 0,27	0,3	1,0	
	● Arsênio (As)	31,2 / 19,9	18,7 – 31,2 (pré e pós-dragagem)	19	70	
Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) µg/Kg	● Níquel (Ni)	45	4,8 - 45	20,9	51,6	SÁ & MACHADO (2007)
	● Mercúrio (Hg)	0,15 / 0,10	0,10 – 0,15 (pré e pós-dragagem)	0,3	1	APPA (2011)
	Acenaftileno	138,9	1,27 – 138,9	44	640	
	▲ Acenafteno	16,6	1,91 – 21,4	16	500	CAMARGO (2011)
	Fluoreno	34,5	0,63 – 34,5	19	540	
Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) µg/Kg	2-Metilnaftaleno	470,5	3,19 – 470,5	70	670	
	▲ Acenafteno	21,4	1,91 – 21,4	16	500	CAMARGO (2011)
	Fluoreno	29,7	0,63 – 34,5	19	540	

6.2 NÍVEIS DE CONTAMINANTES ANALISADOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE (RS)

6.2.1 ELEMENTOS TRAÇOS

Granato (2005) analisou as concentrações dos elementos traços presentes nos sedimentos superficiais coletados nos trechos submetidos à operação de dragagem, durante o período de pré-dragagem (junho/2003) e pós-dragagem (setembro/2004) do Porto de Rio Grande. Avaliou-se que os elementos traços (Cu, Zn, Ni, Cr e As) apresentaram aumentos significativos dos seus teores médios nos sedimentos após o final dos trabalhos de dragagem.

Os elementos traços que ultrapassaram os valores limitantes da Resolução CONAMA 454/12 no estudo acima mencionado foram: Ni, As e Cu (FIGURA 13), estes elementos estão dentro do estabelecido para o nível 2 da Resolução CONAMA para a disposição em águas salobra/salina (TABELA 2).

De acordo Burgueño (2009), quando analisou a ocorrência de contaminantes presentes nos sedimentos que haviam sido dragados e após dispostos em bacias de sedimentação. Usando dados provenientes de duas fontes distintas e independentes: i) o relatório de avaliação da qualidade dos sedimentos da região de acesso ao porto de Rio Grande, solicitado pela SUPRG ao Laboratório de Oceanografia Geológica da FURG (LOG/FURG) e ii) plano amostral elaborado pelo Laboratório Bioensaios para o EIA/RIMA da dragagem de aprofundamento do Canal de Acesso ao Porto de Rio Grande através da MRS (2007 *apud* BURGUEÑO *op. cit.*). Onde os dados provenientes do relatório da FURG compõem-se de um conjunto de 12 pontos amostrados através de testemunhos localizados no canal de acesso ao porto. E os dados da MRS (2007, *apud* BURGUEÑO, *op. cit.*) foram coletados entre os dias 19 e 30 de novembro de 2006 e constituem-se de uma malha com 172 amostras coletadas tanto de sedimento superficial como de testemunhos ao longo do canal de acesso ao porto. Ambas as fontes subdividiram as amostras extraídas por testemunhos em 3 camadas: topo (0 - 30 cm), meio (45 – 75 cm) e fundo (90 – 120 cm), sendo que os 30 cm que referem-se ao topo são os 30 cm subsequentes à lama fluida.

Para valores de Cu: as amostras obtidas pela MRS (2007, *apud* BURGUEÑO, 2009) (FIGURA 13), ultrapassaram o nível 1 da Resolução CONAMA 454/12 para a disposição em águas salobra/salina, apresentando concentrações acima do estabelecido nos sedimentos extraídos por testemunho (meio e fundo) (TABELA 2).

Para valores de Hg: as amostras obtidas pelo LOG/FURG (FIGURA 13), ultrapassaram o nível 1 e 2 da Resolução CONAMA 454/12 para a disposição em águas salobra/salina, apresentando concentrações acima do estabelecido nos sedimentos extraídos por testemunho (topo e fundo) (TABELA 2).

Para valores de Ni: as amostras obtidas pelo LOG/FURG (FIGURA 13), ultrapassaram o Nível 1 da Resolução CONAMA 454/12 para a disposição em águas salobra/salina, apresentando concentrações acima do estabelecido nos sedimentos extraídos por testemunho (meio e fundo) (TABELA 2).

6.2.2 HPAs

Cordeiro (2003) analisou a distribuição dos principais HPAs presentes nos sedimentos da região estuarina da Lagoa dos Patos. Os pontos de amostragem dos sedimentos foram distribuídos em dois distintos locais: área de prováveis aportes antropogênicos (próximo aos terminais portuários e canal de acesso) e área distante de prováveis aportes antropogênicos. As campanhas de campo foram realizadas em três épocas distintas, começando em julho de 2001 depois em maio de 2002, e por fim em julho de 2002.

O estudo analisou a ocorrência de um total de 16 HPAs listados pela agência ambiental Norte Americana (USEPA, 1989; USEPA, 1995), por serem caracterizados como prioritários para a realização de monitoramentos.

Entre os 16 HPAs listados no estudo, 4 não estão inclusos na Resolução CONAMA 454/12, são eles: benzo(ghi)perileno, benzo(k)fluoranteno, indeno(1,2,3-cd)pireno e benzo(b)fluoranteno. Destes 16 HPAs listados, 13 foram detectados em diferentes amostras e concentrações na região de Rio Grande, sendo que apenas o dibenzo(a,h)antraceno (FIGURA 13) apresentou concentrações que ultrapassam o

nível 1 da Resolução CONAMA 454/12 para a disposição em águas salobra/salina (TABELA 2).

Além do estudo acima mencionado, Medeiros *et al.* (2005) analisaram a entrada de hidrocarbonetos naturais e antropogênicos nos sedimentos da Lagoa dos Patos, tendo como um dos objetivos avaliar a extensão da poluição por hidrocarbonetos na área. As amostras foram coletadas ao longo do canal de navegação e próximo aos terminais portuários no ano de 1997.

Observou-se que todas as amostras de sedimentos da área continham diferentes concentrações de HPAs, e que as maiores concentrações estavam presentes nos sedimentos coletados próximo das áreas da distribuidora e da refinaria de petróleo. A partir dos resultados obtidos no estudo, em comparação com diferentes áreas impactadas por HPAs no mundo, o autor classificou o estuário da Lagoa dos Patos como moderadamente a altamente poluído.

Os resultados mostram que os HPAs 2-metilnaftaleno, acenaftileno, fluoreno, fenantreno, fluoranteno, pireno e criseno (FIGURA 13), apresentaram concentrações que ultrapassaram o nível 1 estabelecido na Resolução CONAMA 454/12 para a disposição em águas salobra/salina (TABELA 2). Alguns HPAs tiveram concentrações que ultrapassaram o nível 2 estabelecido pela Resolução CONAMA 454/12, sendo estes: acenafteno, antraceno, benzo(a)antraceno e benzo(a)pireno (FIGURA 13) (TABELA 2).

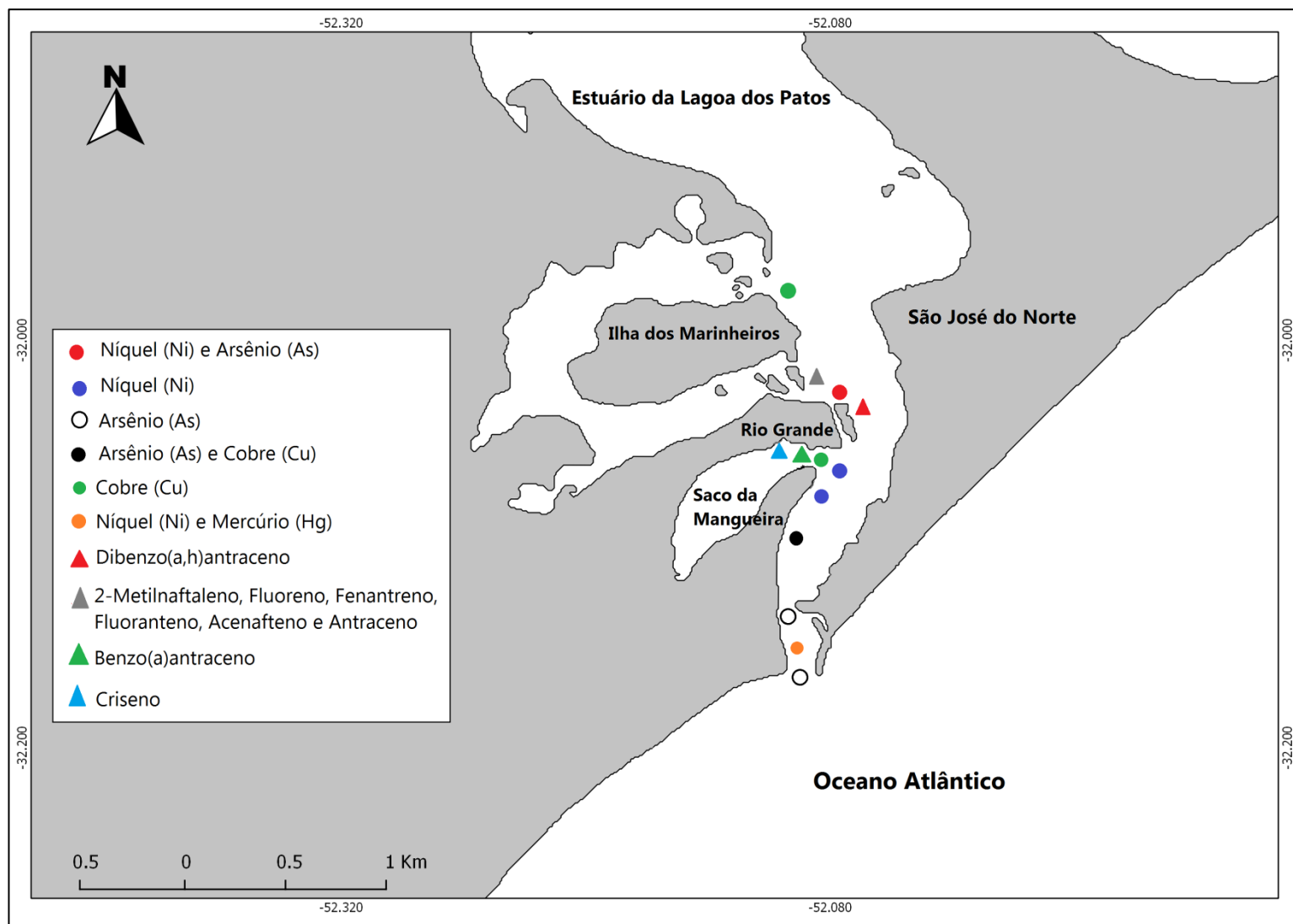


FIGURA 13. LOCALIZAÇÃO DO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS E AMOSTRAS COLETADAS QUE APRESENTARAM CONCENTRAÇÕES ACIMA DOS LIMITES ESTABELECIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 452/12, NOS DIVERSOS ESTUDOS EFETUADOS NA REGIÃO.

TABELA 2. CONCENTRAÇÃO DOS CONTAMINANTES PRESENTES NOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE, AVALIADOS POR DIFERENTES AUTORES DESCRITOS, JUNTO AOS VALORES LIMITANTES ESTABELECIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 454/12.

CONTAMINANTES		CONCENTRAÇÃO LIMITE ENCONTRADA POR PONTO	CONCENTRAÇÃO MÍNIMA E MÁXIMA ENCONTRADA NO ESTUDO	NÍVEL 1 Resolução CONAMA 454/12	NÍVEL 2 Resolução CONAMA 454/12	REFERÊNCIA
Elementos Traços mg/Kg	● Níquel (Ni) ● Arsênio (As)	22,9 (pré-dragagem) 19,5 (pré-dragagem)	7,6 – 25,5 1,2 – 28,5	20,9 19	51,6 70	GRANATO (2005)
	● Níquel (Ni)	25,5 (pré-dragagem) 22,9 (pré-dragagem)	7,6 – 25,5	20,9	51,6	GRANATO (2005)
	○ Arsênio (As)	28,0 (pós-dragagem)	1,2 – 28,5	19	70	GRANATO (2005)
	● Arsênio (As) ● Cobre (Cu)	28,5 (pós-dragagem) 34 (pós-dragagem)	1,2 – 28,5 28,4 - 34	19 34	70 270	GRANATO (2005)
	● Cobre (Cu)	34 (pós-dragagem) 44 (testemunho-meio) MRS	28,4 – 34 4,0 – 44	34	270	GRANATO (2005) BURGUEÑO (2009)
	● Níquel (Ni) ● Mercúrio (Hg)	22,5 FURG (testemunho-fundo) 1,3 FURG (testemunho-fundo)	3,0 – 22,5 0,1 – 1,3	20,9 0,3	51,6 1,0	BURGUEÑO (2009)
Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) µg/Kg	▲ Dibenzo(a,h)antraceno	75,08	11,4 – 75,08	43	140	CORDEIRO (2003)
	▲ 2-Metilnaftaleno	117,6	4,3 – 117,6	70	670	MEDEIROS <i>et al.</i> , (2005)
	▲ Fluoreno	184,4	1,7 – 184,4	19	540	
	▲ Fenantreno	583,2	9,4 – 583,2	240	1500	
	▲ Fluoranteno	1462,4	7,6 – 1462,4	600	5100	
	▲ Acenafteno	694	2,8 – 694	16	500	
	▲ Antraceno	1626,7	1,5 – 1626,7	85,3	1100	
	▲ Benzo(a)antraceno	1194,2	6,5 – 1194,2	280	690	MEDEIROS <i>et al.</i> , (2005)
	▲ Criseno	613,6	11,3 – 613,6	300	850	MEDEIROS <i>et al.</i> , (2005)

6.3 DIFERENTES FORMAS DE REMEDIAÇÃO OU ESTABILIZAÇÃO DE CONTAMINANTES NO MATERIAL DRAGADO

A remediação de áreas contaminadas se trata da aplicação de diferentes técnicas que visam a remoção ou contenção dos contaminantes presentes no sedimento, de modo a possibilitar a sua reutilização com limites aceitáveis de riscos, tanto ao meio ambiente como para a saúde humana. Um processo ideal de remediação deve retirar os contaminantes do sedimento ou levar a porcentagem de contaminantes a um nível aceitável, evitar a migração de contaminantes para outras áreas e produzir um efluente limpo (FERREIRA & FERNANDES, 2010).

O material dragado deve ser separado em frações granulométricas e passar por processos de descontaminação, sendo que a água deve ser removida do material sólido. Um mecanismo inovador para remover a água do material dragado foi empregado no rio St. Lawrence, no Canadá (EC, 1995; *apud* KRAUSE & MCDONNELL, 2000). Este foi um projeto de demonstração em pequena escala que tratou cerca de 5.000 m³ de sedimentos ao longo do rio. O projeto utilizou uma prensa rotativa para remover a água, onde a prensa ressuspende os sedimentos que entram em uma draga. A prensa rotativa reduziu o volume de sedimentos de 5 a 10 vezes e o nível de material seco foi de 15% a 72% de matéria total em partículas durante a desidratação, havendo a possibilidade de que outras técnicas possam ser utilizadas.

Feita a retirada da água, o material dragado deve passar por processo de separação das frações granulométricas, sendo que a maior contaminação está tipicamente ligada às frações de finos. Após o material dragado poderá passar pelos processos de remediação, onde na maioria das vezes é realizado apenas nas menores frações do sedimento.

As técnicas de remediação podem ser classificadas como em *ex situ* ou *in situ*, sendo que para o material dragado costuma-se utilizar as técnicas de remediação *ex situ*, pois o material já foi retirado da sua área de deposição. Técnicas de remediação *in situ* não realizam a remoção do solo. Na Tabela 3 encontram-se alguns exemplos das principais técnicas de remediação *ex situ* disponíveis no mercado.

Os processos de remediação também são classificados como: 1) processos físicos, que incluem reações de transferência de massa; 2) processos químicos, que envolvem reações químicas; 3) processos térmicos, que envolvem o aquecimento do contaminante, induzindo a sua volatilização e remoção do sedimento; 4) processos biológicos, que segundo Deotti (2005), podem ser utilizados na remediação de hidrocarbonetos (entre outros casos) que são utilizados como fonte de carbono e energia para microorganismos através de biorremediação. Outra técnica que vem se mostrando cada vez mais aplicável é a fitorremediação, que consiste na utilização de vegetais para a descontaminação de solos e sedimentos contaminados por compostos orgânicos e metais pesados.

TABELA 3. PRINCIPAIS TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO DO MATERIAL DRAGADO CONTAMINADO POR ELEMENTOS METÁLICOS E HIDROCARBONETOS DERIVADOS DE PETRÓLEO.

TÉCNICA DE REMEDIAÇÃO	APLICAÇÃO	PROCESSO
Dessorção Térmica e Incineração	Mercúrio/Hidrocarbonetos derivados de petróleo	Térmico
Tratamento de Reação Fluida	Hidrocarbonetos derivados de petróleo	Térmico
Plasma Térmico	Elementos Metálicos/Hidrocarbonetos derivados de petróleo	Térmico
Solidificação ou Estabilização	Elementos Metálicos/Hidrocarbonetos derivados de petróleo	Físico-químico
Remediação Eletrocinética	Elementos Metálicos/Hidrocarbonetos derivados de petróleo	Físico-químico
Tratamento de Biorremediação	Hidrocarbonetos derivados de petróleo	Biológico

6.3.1 DESSORÇÃO TÉRMICA E INCINERAÇÃO

Trata-se de uma tecnologia de remediação inovadora para solos, material lamoso e sedimentos, podendo ser utilizado para a remediação de hidrocarbonetos

derivados de petróleo e do elemento metálico mercúrio (FERREIRA & FERNANDES, 2010), com a exceção do Hg, a dessorção térmica não pode ser usada para remover metais pesados.

O processo de dessorção térmica envolve o calor para remover os contaminantes mais voláteis dos sedimentos através de separação física. As temperaturas variam em torno de 500°C, não sendo alto o suficiente para eliminar completamente todos os compostos orgânicos e a maioria dos metais (KRAUSE & MACDONNELL, 2000). A manutenção do fornecimento de energia (aquecimento) à água e aos compostos orgânicos provoca a volatilização destes compostos, sem que haja alteração em suas propriedades físicas. Por um sistema de exaustão os gases são conduzidos até um sistema de tratamento, incluindo filtragem ou decantação/precipitação, em alguns casos específicos coletados por condensação, ou numa câmara de pós-combustão, onde ocorre a oxidação destes contaminantes gasosos. Assim sendo, um sistema de dessorção térmica possui dois componentes principais, o equipamento de dessorção em si e o tratamento dos gases de exaustão (FIGURA 14). Esta é uma técnica que tem sido aplicada com sucesso a todos os tipos de solos, sem alterar as suas propriedades físicas e mantendo a possibilidade deste solo suportar uma atividade biológica (JORGE, 1999).

Krause & Macdonnell (2000) apresentam uma série de diferentes tratamentos e tecnologias para a descontaminação e/ou remediação dos sedimentos dragados contaminados, entre elas a dessorção térmica. Estas tecnologias foram realizadas em pequenos projetos onde o Congresso através das leis públicas de Desenvolvimento de Recursos Hídricos (WRDA) patrocinou o desenvolvimento de algumas destas tecnologias como parte do Plano de Gestão do material dragado para o porto de Nova York e Nova Jersey. O processo de dessorção térmica ocorreu em um forno rotativo onde o sedimento foi mantido em rotação para que houvesse constante mistura enquanto a temperatura era elevada. O nível de descontaminação depende da temperatura e da quantidade de tempo que o sedimento permanece no forno. Este processo quando demonstrado mostrou-se eficaz na redução dos níveis de contaminantes (JONES *et al.*, 1999). Os custos de produção da dessorção térmica foram estimados entre U\$ 50 e U\$ 70 por jarda cúbica (0,76 m³).

Duarte (2004) explica que a diferença entre dessorção térmica e incineração são poucas, basicamente a incineração utiliza o aquecimento para separar fisicamente o contaminante do sedimento, envolvendo a destruição total da parcela orgânica através de temperaturas que variam entre 870 e 1200°C, diferente da dessorção térmica, onde a combustão ocorre apenas nos fluidos contaminantes, não na matriz sólida. Por este motivo, é frequentemente referida como “dessorção térmica de baixa temperatura” com o intuito de diferenciá-la da incineração por alta temperatura.

A incineração é uma alternativa escolhida apenas quando os níveis de contaminação por compostos orgânicos são muito altos, não sendo o suficiente a dessorção térmica, pois os custos da técnica de incineração são elevadíssimos. As vantagens da dessorção térmica em relação à incineração são: custo competitivo, maior reaproveitamento do sedimento e menor gasto energético, entretanto só é válida para grandes áreas de descontaminação. As formas de uso benéfico propostas para o produto final foram para aplicações tais como preenchimento de construção e restauração de habitats.

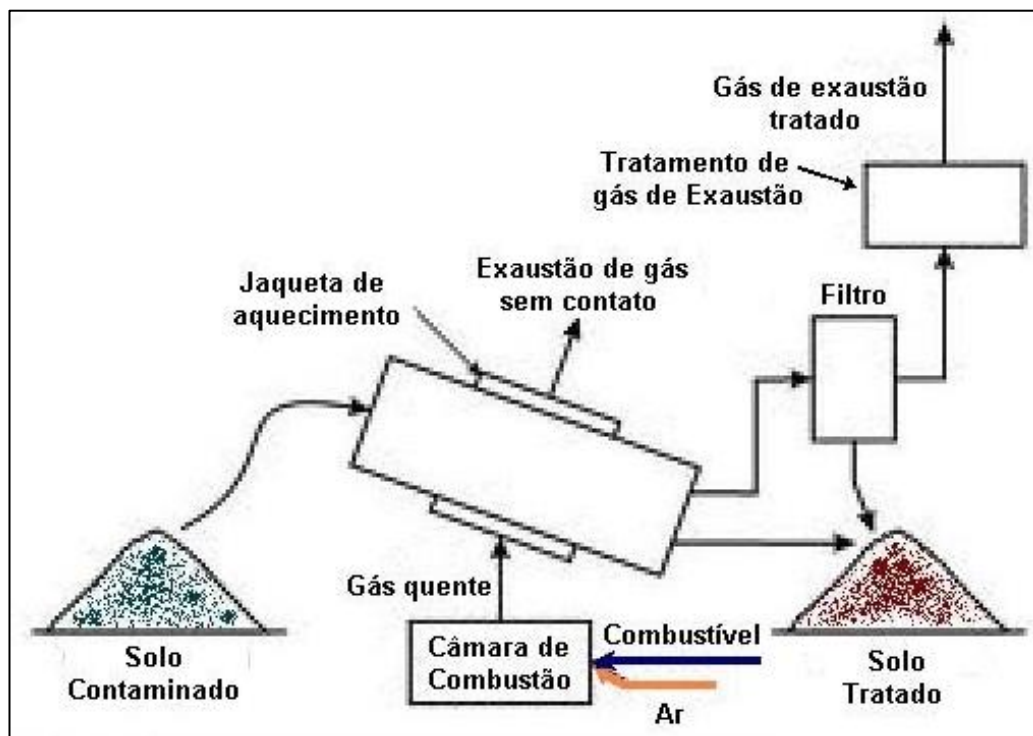


FIGURA 14. FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE DESSORÇÃO TÉRMICA (FERREIRA E FERNANDES, 2010).

6.3.2 TRATAMENTO DE REAÇÃO FLUIDA

Retirado do termo inglês *Fluidized Bed Treatment* (FBT), o tratamento é uma tecnologia que se compara a um dispositivo de reator (FIGURA 15), que destrói completamente os compostos orgânicos do material dragado, utilizando uma unidade de aquecimento de alta temperatura (JONES *et al.*, 1999). Não sendo um processo de incineração ou oxidação, pois ele converte todos os materiais orgânicos para monóxido de carbono, hidrogênio e metano. O processo FBT é utilizado para destruir totalmente contaminantes como dioxinas, PCBs e produtos de origem petrolífera.

Esta tecnologia funciona como um leito fluido, onde através do aquecimento de partículas pequenas aumenta-se a velocidade fluida, resultando na expansão do material que passa a se comportar como um líquido viscoso. A turbulência de partículas fornece uma agitação significativa no interior do leito, que proporciona uma distribuição uniforme de material e temperatura elevada. O processo FBT apresenta como principal vantagem a mistura de uma grande quantidade de material sólido que é mantido a uma temperatura constante. Esta massa de material não só proporciona uma alta inércia térmica, como também um meio de transferência de calor altamente condutor, onde cada partícula dentro do leito é quente e atua como uma fonte de calor que é transferida por condução para outros materiais sólidos que possam vir a ser introduzidos. Dentro leitos fluidizados os coeficientes de transferência de calor são 5 a 25 vezes maiores que no caso da combustão somente a gás (JONES, *op.cit.*).

Outra vantagem desta tecnologia é que ela produz um produto livre de contaminantes orgânicos com eficiência de 99,9 %. Alguns usos benéficos para o produto final são: agregados de concreto, material de cobertura e uso agrícola. A principal desvantagem deste processo seria a energia intensiva usada. Apesar de resultados promissores em estudos piloto a tecnologia FBT custa entre U\$ 40 e U\$ 120 por jarda cúbica (0,76m³).

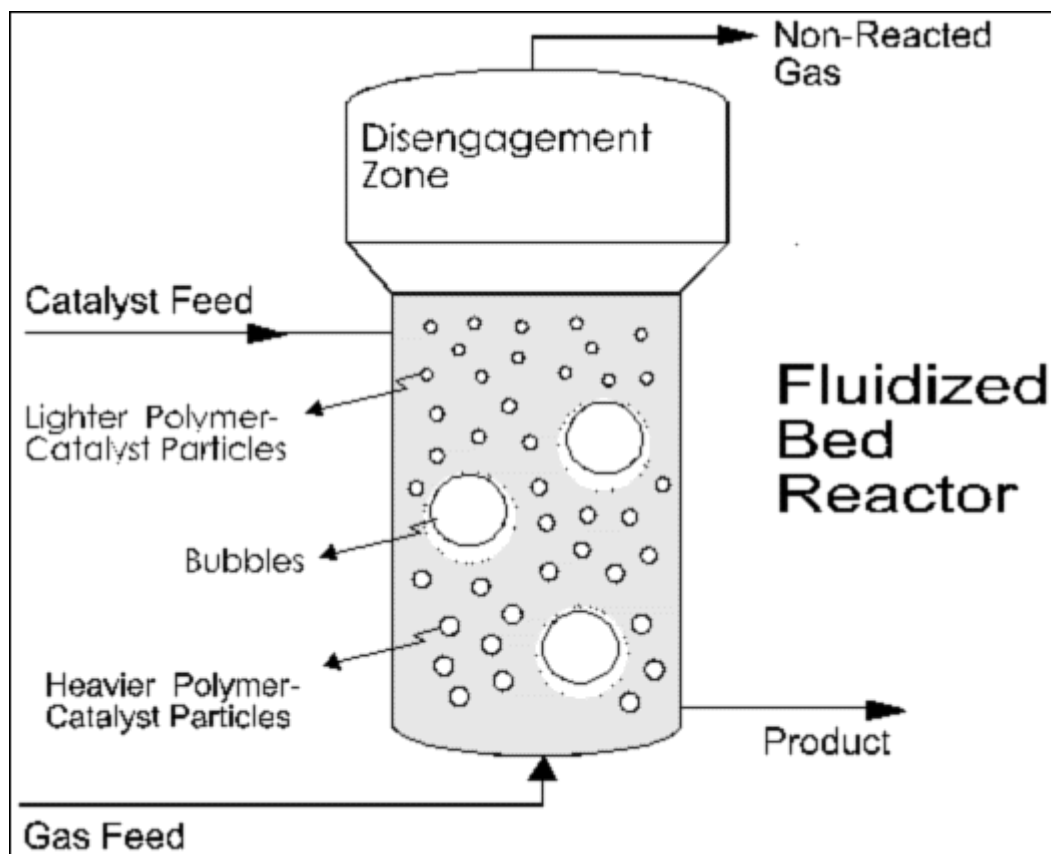


FIGURA 15. CONCEPÇÃO FÍSICA BÁSICA DE REATOR DE LEITO FLUIDIZADO (FERNANDES & LONA, 2000).

6.3.3 PLASMA TÉRMICO

Retirado do termo inglês *Plasma Vitrification*, é considerado um método avançado tecnologicamente e ambientalmente seguro com relação à eliminação de contaminantes como: PCBs, pesticidas residuais, CFCs, resíduos químicos e petroquímicos, e resíduos metálicos, convertendo diferentes materiais contaminados em produtos comercialmente utilizáveis.

O processo de plasma térmico destrói contaminantes orgânicos e metais rompendo suas complexas ligações químicas, permitindo que os íons resultantes se combinem em subprodutos elementares inofensivos. Em geral, o sistema do processo de destruição de contaminantes converte subprodutos residuais orgânicos perigosos em substâncias benignas, usando uma densidade energética alta para romper as moléculas tóxicas e perigosas (FACÓ, 2004). Como a tecnologia em si é de natureza pirolítica e não exige grandes volumes de ar, como acontece com a

combustão, praticamente não existe resíduo ou emissões poluentes (FIGURA 16). O nível intrínseco de segurança associado a este sistema permite que a tecnologia de plasma seja introduzida com menos dificuldades ambientais. O sistema de plasma tem a capacidade de ir das condições de desligado e frio, até condições operacionais na temperatura máxima, num período de tempo muito mais curto do que as outras instalações convencionais de destruição de contaminantes, permitindo operações mais flexíveis do sistema (FACÓ, *op. cit.*).

O Plasma Térmico é um método eficaz para o aquecimento de sedimentos a temperaturas que são mais elevadas do que pode ser conseguido em fornos rotativos. Temperaturas de plasma podem atingir 3.000°C, temperatura suficiente para que o sedimento seja fundido. Esta tecnologia foi aprovada pela Environment Protection Agency (EPA) dos Estados Unidos para operações de destruição de resíduos como uma tecnologia de não-incineração (KRAUSE & MACDONNELL, 2000). Os custos preliminares para o processamento variaram entre U\$ 90 e U\$ 120 por jarda cúbica (0,76m³).

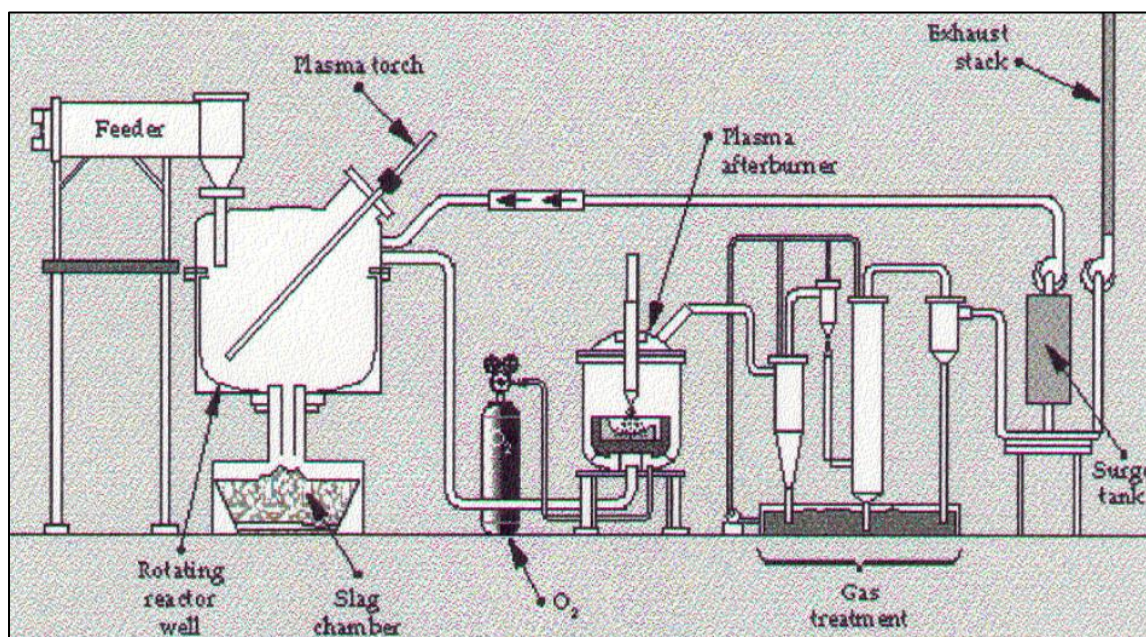


FIGURA 16. DIAGRAMA SIMPLIFICADO DO SISTEMA DE PLASMA TÉRMICO (FACÓ, 2004).

6.3.4 ESTABILIZAÇÃO OU SOLIDIFICAÇÃO

Considerada uma tecnologia simples, também conhecida como encapsulamento, pode ser utilizada para estabilizar materiais sólidos contaminados por uma variedade de contaminantes, incluindo elementos metálicos e resíduos oriundos do petróleo. A estabilização de contaminantes ocorre por meio da adição de cimento, cinzas volantes, cal e/ou produtos químicos para criar agregados de solo. O objetivo deste tratamento consiste em misturar o material dragado com o cimento e outros aditivos para que estes se liguem as partículas pequenas, as transformando em agregados maiores com melhores propriedades físicas e químicas que se qualificam como sedimento tratado. Porém, as concentrações de contaminantes presentes neste sedimento devem estar abaixo dos limites críticos estabelecidos pela legislação vigente, considerando este sedimento como pouco contaminado.

A principal vantagem desta técnica é a transformação de um sedimento contaminado para um novo material que apresente elevada resistência, podendo ser utilizado como agregado em alguns tipos de processos de construção, como em aterros. Os custos de produção são estimados entre U\$ 30 e U\$ 60 por jarda cúbica ($0,76\text{m}^3$).

6.3.5 REMEDIAÇÃO ELETROKINÉTICA

A eletrocinese é definida como o transporte físico-químico de cargas, partículas carregadas e efeito da aplicação de um potencial elétrico na formação e transporte de fluido em meio poroso (ALSHAWABKEH & BRICKA, 2000). Inicialmente esta técnica era utilizada apenas para a remediação de elementos metálicos, atualmente estudos em laboratórios comprovam a aplicabilidade desta técnica também na descontaminação do sedimento para compostos orgânicos.

Segundo Schmidt (2004), as técnicas eletrocinéticas se baseiam na aplicação de um gradiente elétrico entre eletrodos para que ocorra a extração e migração dos contaminantes por meio de transporte eletrocinético. O campo elétrico

formado gera o processo de transporte de íons das partículas eletricamente carregadas em direção aos eletrodos, resultando a extração dos contaminantes.

Para que essa tecnologia ocorra é importante que o material dragado passe apenas pelo processo de separação entre água e material sólido, onde de forma alguma pode passar por processos de secagem, pois os fenômenos eletrocinéticos ocorrem porque os fluidos intersticiais são capazes de conduzir corrente elétrica. Por este motivo, a tecnologia de remediação eletrocinética vem sendo realizada cada vez mais através de processos *in situ* na ocorrência de solos contaminados.

Silveira (2009) explica que as partículas de argila possuem em sua superfície carga elétrica negativa que a controla. Neste processo, o sistema entre argila – água – eletrólito é constituído por três zonas: a partícula de argila com sua superfície negativa, a água intersticial com presença de íons com carga positiva e a água livre com carga neutra. Neste caso a carga negativa da superfície da argila requer uma carga positiva que esta distribuída na zona adjacente da superfície da argila, formando a dupla camada difusa (DCD) (FIGURA 17).

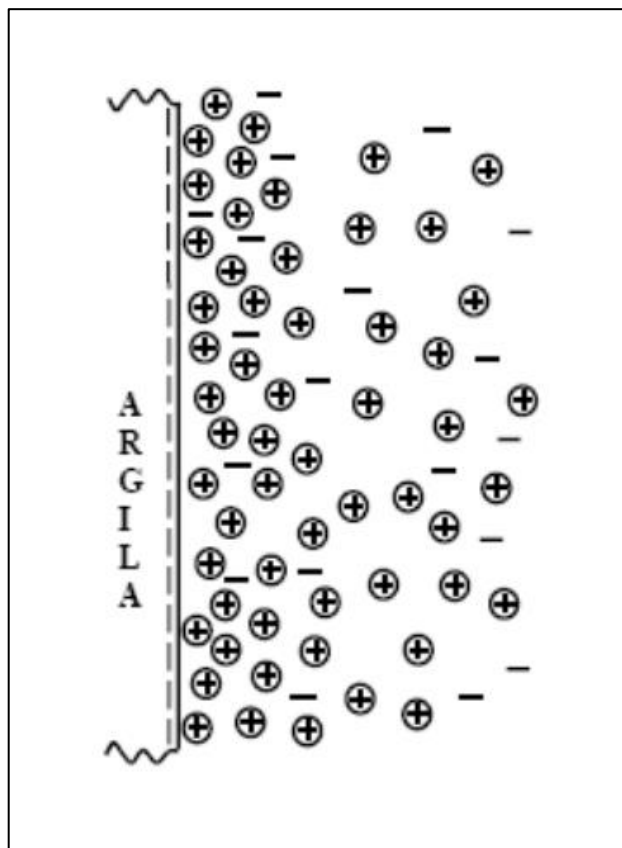


FIGURA 17. FUNCIONAMENTO DA DUPLA CAMADA DIFUSA (modificado de SILVEIRA, 2009).

Nos sedimentos finos a presença da DCD promove o surgimento de diversos fenômenos eletrocinéticos. De acordo com Castro (2010) existem dois fenômenos eletrocinéticos que estão mais relacionados ao processo de remediação eletrocinética em sedimentos, sendo eles a eletro-osmose e a eletro-migração (FIGURA 18). A eletro-osmose baseasse em um constante fluxo hidráulico provocado por gradiente elétrico, e a eletro-migração é basicamente um fenômeno correspondente à migração de íons, ou seja, o transporte iônico no fluido intersticial é responsável pelas correntes elétricas que transportam os íons negativos para o eletrodo de carga positiva e os íons positivos para o eletrodo de carga negativa, sendo separados de acordo com a sua carga.

A razão para que ocorra a extração e remoção de contaminantes em solos através de campos elétricos se dá em função dos valores da mobilidade iônica efetiva do contaminante, que define a velocidade do íon nos poros do solo sob a ação de um campo elétrico (DEOTTI, 2005). A técnica eletrocinética tem se apresentado uma alternativa para a remediação de solos de baixa permeabilidade, onde outros processos se mostram pouco eficientes (DEOTTI *op. cit.*).

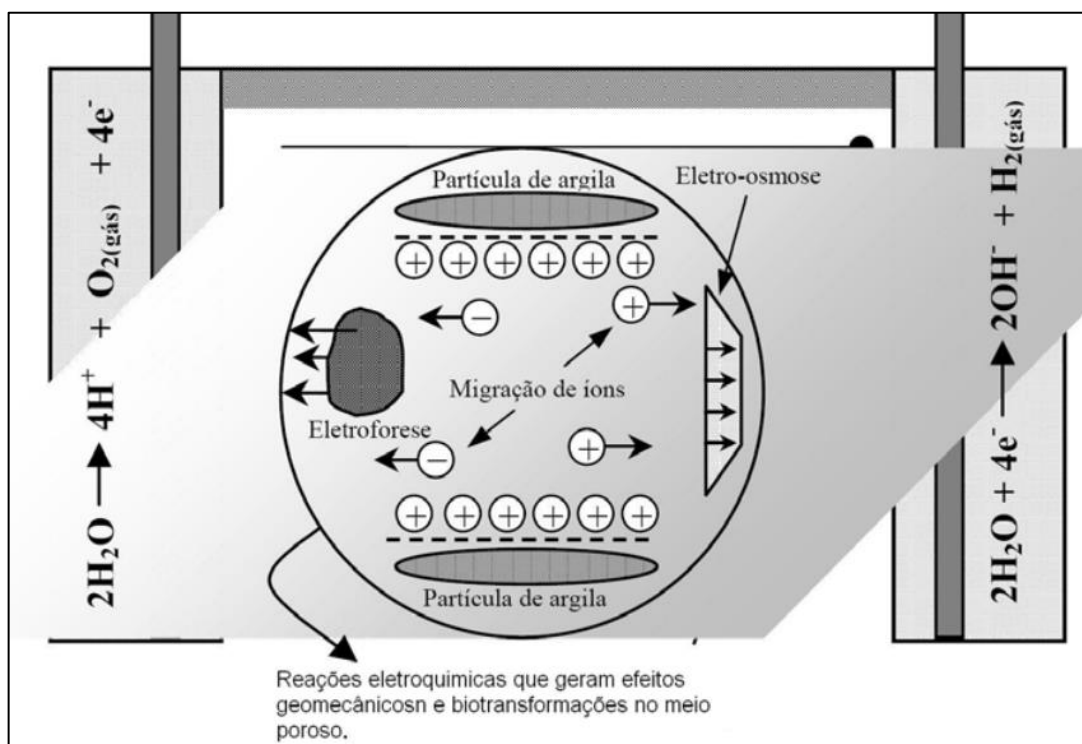


FIGURA 18. PROCESSOS QUE OCORREM NO SOLO DURANTE APLICAÇÃO DE UM CAMPO ELÉTRICO (MERGULHÃO, 2002).

6.3.6 TRATAMENTO DE BIORREMEDIAÇÃO

A biorremediação é definida como o processo pelo qual os resíduos orgânicos são biologicamente degradados em condições controladas para um estado inócuo, estabelecidas pela regulamentação das autoridades. Esta técnica se caracteriza pela aceleração do processo de degradação natural do petróleo onde os microrganismos utilizam como principal fonte de carbono os hidrocarbonetos em seus processos metabólicos, degradando os contaminantes ambientais para formas menos tóxicas (LIMA, 2010). Apresenta-se como uma tecnologia emergente que envolve a adição de materiais (por exemplo, nutrientes ou outros fatores de crescimento) em ambientes contaminados para acelerar os processos de biodegradação natural.

Para remediação *ex situ* de sedimentos contaminados por atividades petrolíferas existem varias técnicas de biorremediação: *landfarming*, biopilhas e diferentes tipos de biorreatores (BERGER, 2005). As técnicas *ex situ* produzem resultados mais rápidos, são mais fáceis de controlar e apresentam uma maior versatilidade para o tratamento de grande número de contaminantes e tipos de sedimentos. Técnicas de biorremediação por biopilhas e biorreatores são comumente mais usadas para material dragado contaminado. Junto a estas técnicas a aplicação dos fungos basidiomicetos lignocelulolíticos vem sendo a mais usada para biodegradação de substâncias químicas recalcitrantes (SILVA, 2009), pois estes organismos conseguem degradar diversas moléculas de poluentes orgânicos persistentes e outras substâncias tóxicas persistentes.

A biorremediação por biopilhas é um processo de remediação de sedimentos contaminados por hidrocarbonetos através do estímulo pela atividade microbiana existente no sedimento (FIGURA 19). Neste caso as condições de processo são otimizadas através da aeração, controle de umidade, adição de material para melhorar a estrutura de solo e nutrientes, como por exemplo, nitrogênio e fósforo. As principais vantagens deste processo são: compatível com uma larga gama de hidrocarbonetos, custo/benefício atrativo, processo relativamente rápido e de fácil execução.

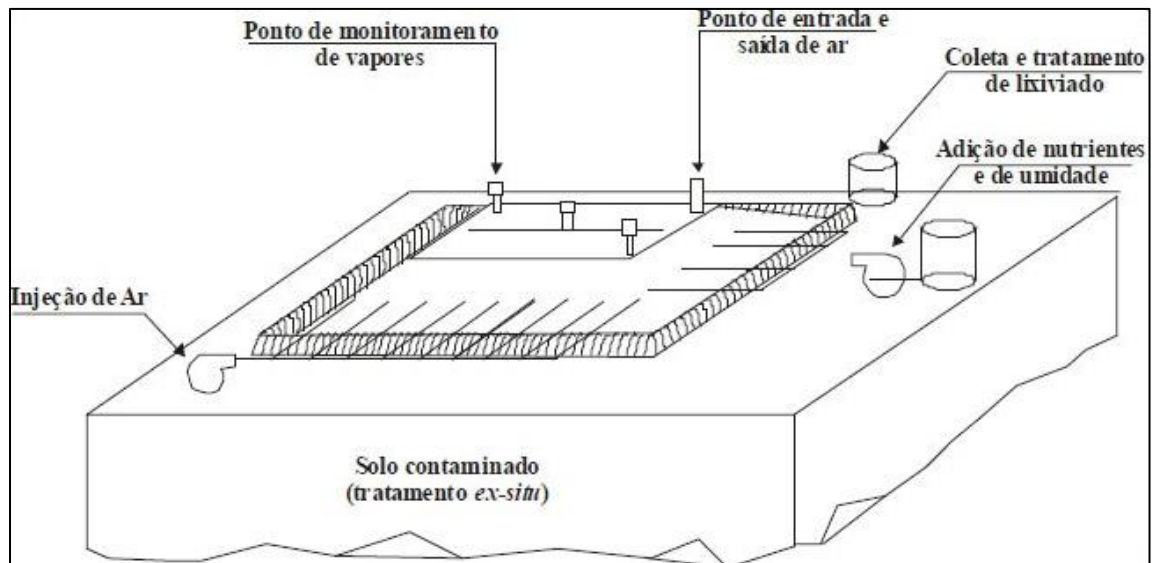


FIGURA 19. ESQUEMA DE TÉCNICA DE BIORREMEDIAÇÃO POR BIOPILHA (modificado de ANDRADE *et al.*, 2010).

A biorremediação por biorreatores apresenta custos mais elevados do que outros tratamentos de biorremediação, pois há gastos adicionais com a construção de equipamentos próprios para descontaminação e gastos com energia (FIGURA 20). Podem ser extremamente úteis em degradar compostos altamente resistentes (RISER-ROBERT, 1998; *apud* LIMA, 2010).

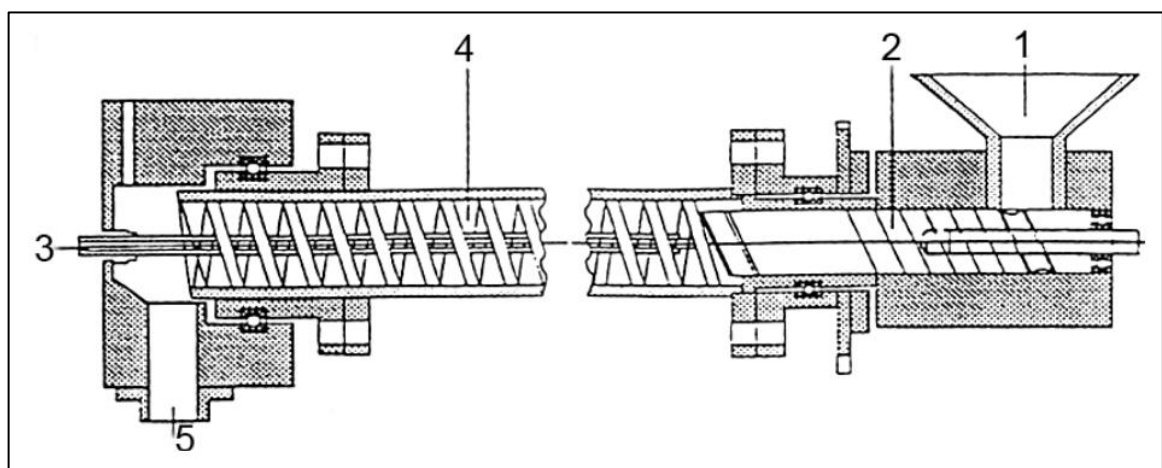


FIGURA 20. TIPO DE REATOR FIXO PARA BIORREMEDIAÇÃO (RIZZO *et al.*, 2006).
 LEGENDA. (1) ALIMENTAÇÃO DO SOLO CONTAMINADO; (2) TRANSPORTE DO SOLO NO INTERIOR DO REATOR; (3) ADIÇÃO DE ADITIVOS; (4) CORPO DO REATOR; (5) DESCARGA DE SOLO TRATADO.

Geralmente, nos biorreatores para remediação de sedimento contaminado os microrganismos podem ser utilizados de forma livre. Neste caso estes

microrganismos são mantidos em suspensão, podendo crescer livremente no meio líquido ou aderidos ao sedimento. Estes biorreatores podem ser agitados mecanicamente ou por injeção contínua de ar (FIGURA 21) (SILVA, 2009).

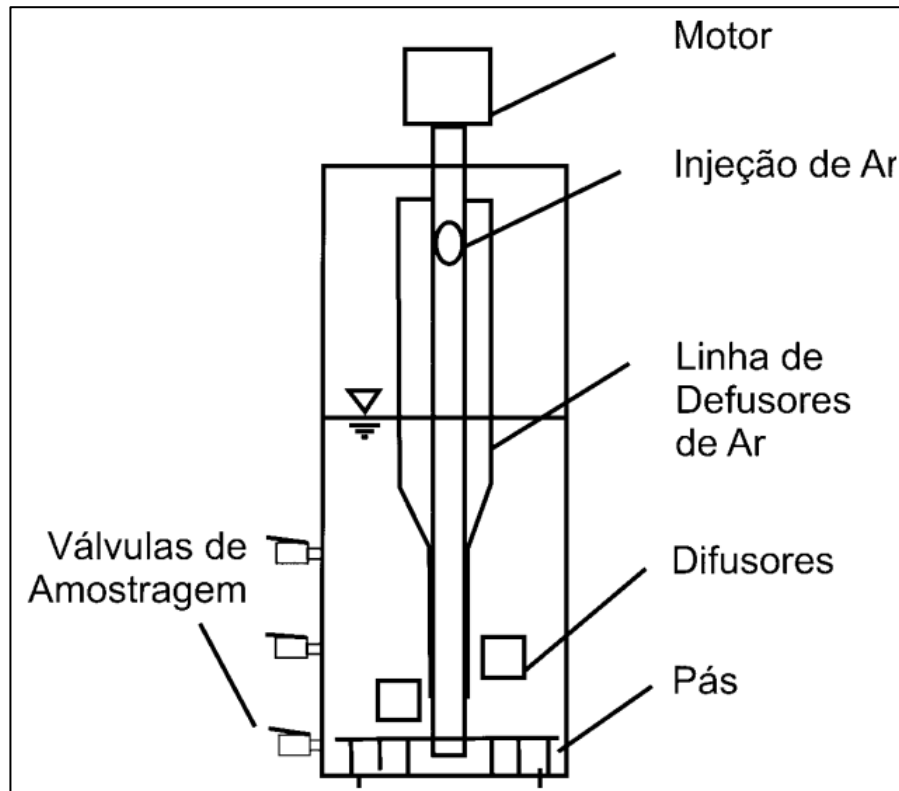


FIGURA 21. BIORREATOR AGITADO POR INJEÇÃO DE AR, UTILIZADO PARA TESTES DE PEQUENA ESCALA (RIZZO *et al.*, 2006).

6.4 DIFERENTES FORMAS DE USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO

As propriedades físico-químicas do material dragado indicam a forma adequada de reutilização deste, principalmente para fins agrícolas com a intensão de melhorar a qualidade do solo para o plantio, e fins na área de engenharia que dependem de diferentes propriedades para diferentes construções, as principais propriedades físico-químicas são:

(1) Textura: se resume ao tamanho do grão e forma da partícula, estas propriedades indicam a estabilidade, permeabilidade, compressibilidade (diminuição do volume ocasionada pela ação de pressão aplicada) e resistência ao cisalhamento (fenômeno que provoca o deslocamento ou deformação em planos diferentes, causado pela pressão exercida sobre o

corpo). A permeabilidade do material está intrinsicamente relacionada a granulometria, se o material for predominantemente arenoso sua capacidade de reter água é mais baixa, isto também está relacionado a porosidade do material, que representa a porção do solo em volume que não está ocupada por sólidos;

(2) Cor: indica a predominância de ferro, responsável pela coloração avermelhada e roxa, ou predominância de matéria orgânica, que ocorre com frequência no caso do sedimento dragado em baías, estuários e lagoas, dando origem a um material mais escuro, variando entre preto e pardo escuro; e

(3) pH: pode indicar a presença de alguns componentes como: pH menor que 4,0 indica a presença de ácidos livres; pH menor que 5,5 indica a presença de alumínio (Al) trocável, Fe ou Mg; e pH maior que 7,8 e menor que 8,2 indica grande acumulação de íons de bicarbonato (TEIXEIRA, 2009), o pH também interfere na fertilidade do solo e percolação da água no mesmo.

6.4.1 USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO EM OBRAS DE ENGENHARIA

As opções para reutilização do material dragado em obras de engenharia são muitas, e quando se fala em uso benéfico de rejeitos pós-tratados as primeiras opções normalmente estão associadas a esses tipos de obras.

As propriedades físico-químicas do material dragado, assim como já mencionado, definem a forma adequada de reutilização do mesmo. Em obras de engenharia diferentes sedimentos podem ser utilizados, tendo para cada tipo um fim mais específico. A textura do sedimento em si é propriedade com maior importância em obras de engenharia, por conta da granulometria, permeabilidade e compressibilidade dos grãos.

O material dragado quando vindo de áreas portuárias e baías geralmente é constituído em maior parte por grãos finos. No entanto, muitas destas áreas podem conter grandes quantidades de areia. Em poucas possibilidades algumas podem até conter uma maior parte em cascalho e rochas. Cada uma destas características de tamanho de grãos diferentes pode ser pensada como um recurso separado.

Materiais de grão fino, quando combinado com estabilizadores, podem ser usados para formar produtos que vão de cimentos, para materiais de construção. Areias podem ser usadas para aumentar o preenchimento estrutural, ou utilizadas diretamente como material de praia (reabastecimento e/ou engorda praial). Finalmente, o cascalho e rochas podem ser utilizados como agregado de sub-base. A separação eficiente deste material pode ser feita de diferentes maneiras, dependendo do objetivo ou utilização final prevista (KRAUSE & MACDONNELL, 2000). Algumas das principais obras de engenharia usadas para o beneficiamento do material dragado são:

(1) Construção de aterros: usado para aumentar o nível de um terreno ou criar novas terras, como é caso do aterro marítimo. É um dos métodos mais utilizados e conhecidos, principalmente pela necessidade de criar áreas para a construção de portos, indústrias e residências, também sendo usada para áreas recreativas (FIGURA 22). Diferentes tipos de materiais podem ser utilizados para construção de aterros, como: cascalho, areia, silte e argila, mas para que ocorra a drenagem do solo, materiais com predominância argilosa devem ser misturados com materiais de predominância arenosa (GOES FILHO, 2004).



FIGURA 22. PROCESSO DURANTE E PÓS REMEDIAÇÃO DO SOLO DRAGADO PARA A CRIAÇÃO DO ATERRO RECREATIVO BAYONNE GOLF EM NOVA YORK (MAHER *et al.*, 2013).

(2) Engorda de praia: realizada para minimizar os efeitos da erosão costeira, realizando a acreção de praia através de sedimentos compatíveis a composição do local de reutilização, normalmente representado por materiais arenosos (FIGURA 23). Esta operação pode resultar em alterações na

topografia e batimetria da praia e ainda resultar na destruição de comunidades bentônicas da região, entretanto se o material reutilizado apresentar características parecidas ao material originado na praia, estes efeitos podem ser minimizados e a biota do local pode se recuperar rapidamente (TEIXEIRA, 2009). Os materiais mais usados para o engordamento artificial de praias são o cascalho e areia (materiais granulares), também considerados os mais valiosos para o reaproveitamento de sedimentos dragados, por normalmente não apresentarem contaminantes ou com baixos níveis (GOES FILHO, 2004).



FIGURA 23. PROCESSO PRÉ E PÓS ENGORDAMENTO ARTIFICIAL DA PRAIA EM ALICANTE, ESPANHA (GOES FILHO, 2004).

(3) Restauração e melhoramento de habitats costeiros (mangues, marismas, ilhas artificiais): procura o retorno de um ecossistema às condições próximas antes de um distúrbio (FIGURA 24). Entretanto, trata-se de uma reutilização complexa, pois todas as propriedades físico-químicas do sedimento devem ser compatíveis as propriedades do ecossistema em questão, por se tratar de ambientes complexos e delicados a longa duração para que esta área se recupere faz com que a restauração de habitats aquáticos se torne um processo de reutilização lento, de altos custos e suscetível a erros (PEREIRA, 2011). Os materiais normalmente usados para a recuperação de habitats

naturais são os siltes e as argilas, que também são os rejeitos comuns nos trabalhos de dragagem de manutenção.



FIGURA 24. PROCESSO DE PRÉ REMEDIAÇÃO COM GEOMEMBRANA SINTÉTICA PERMEÁVEL, QUE QUANDO ASSOCIADO COM O SOLO, TEM A CAPACIDADE DE DRENAR, FILTRAR, SEPARAR, REFORÇAR E PROTEGER, USADA EM PROJETOS DE ATERROS, LAGOS, CANAIS E RESERVATÓRIOS. AO O HABITAT AQUÁTICO PÓS O PROCESSO DE REMEDIAÇÃO (MAHER *et al.*, 2013).

(4) Materiais de construção civil: normalmente mais utilizado para a produção de tijolos, com sedimentos coesivos, através do aproveitamento da pelota de agregados que podem substituir os agregados naturais na produção de concreto. As pelotas formadas por siltes e argilas são comumente usadas para esse processo, devido ao seu alto poder de agregação (GOES FILHO, 2004). Ademais, podem-se utilizar os sedimentos arenosos para a produção de agregados miúdos e preenchimento de bolsas geotêxteis (FIGURA 25).



FIGURA 25. EXEMPLOS DE UTILIZAÇÃO DE TUBOS GEOTÊXTEIS (GOES FILHO, 2004).

6.4.2 USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO PARA FINS AGRÍCOLAS

O estudo do uso benéfico dos resíduos da dragagem para corrigir as deficiências do solo é visto atualmente como uma alternativa para melhorar a agricultura sem poluir o meio ambiente, apresentando baixos custos (TEIXEIRA, 2009).

O solo agrícola (camada superficial fértil do solo) sofre intensamente com a erosão e seus processos de lavagem e/ou arrastamento dos elementos nutritivos, em consequência do empobrecimento do solo, surge a perda do mesmo, o que resulta em baixas produções na agricultura. Este efeito econômico na agricultura pode ser amenizado pela adubação do solo, entretanto a quantidade de elementos minerais perdidos pela erosão é 60 vezes maior que a devolvida pela correção do solo (TEIXEIRA, *op. cit.*).

Alguns elementos são considerados como essenciais às plantas, animais e seres humanos e são ditos biogênicos, isto porque sua presença permite o funcionamento normal de algumas rotas metabólicas (AGUIAR *et al.*, 2002). Os elementos Na; Mg; K; Ca; Cr; Mn; Fe; Co; Cu; Zn; selênio (Se) e molibdênio (Mo), são alguns deles. Já os elementos Hg, Pb, Cd e As, são altamente tóxicos aos seres humanos e responsáveis pela maioria dos problemas de saúde causados pela poluição do meio ambiente (TEIXEIRA, 2009).

Sabendo que os locais de ocorrência das atividades de dragagem são considerados como barreiras geoquímicas naturais, que acumulam diferentes metais e compostos orgânicos trazidos do continente, o uso do material dragado para fins agrícolas pode substituir os fertilizantes e adubos usados nos solos por apresentar diferentes elementos essenciais às plantas.

Sedimentos que apresentam como propriedade química o pH neutro (7,0) são os mais adequados para uso agrícola, pois nos solos ácidos, as raízes das plantas se tornam amarelas, curtas, grossas e com pouco desenvolvimento, as folhas se tornam purpúreas, sem brilho, e produzem pouquíssimas sementes (TEIXEIRA, *op. cit.*). Entretanto, outras propriedades devem ser consideradas, se o material dragado for, por exemplo, de granulometria fina (argilosos), deve ser adicionado ao material argiloso uma quantidade de material grosseiro, para melhorar

a aeração, permeabilidade da água e penetração de raízes. Por outro lado, se o material for de predominância arenosa, também não deverá ser utilizado, pois apresenta baixos teores de nutriente e baixa capacidade de reter água.

O uso adequado do tipo de solo também irá variar de acordo ao plantio, algumas plantações se adaptam melhor a solos mais compactados, outras não se adaptam, entretanto, é aconselhável que se misture diferentes tipos de grãos para obter um solo mais aerado e com capacidade de drenagem.

Desde 1988 na Escócia nas imediações de Glasgow, funciona uma fábrica de solos abastecida unicamente pelo material dragado do Rio Clyde, com capacidade de produção de 2.000 t/semana de solos de recobrimento, vendidos ao preço de £ 5,20 por t. Por este valor, todos os custos de secagem, impermeabilização e manejo do material dragado são pagos, e o material é fornecido gratuitamente pela Autoridade Portuária local, que se beneficia de não ter que arcar com os custos do transporte do material para o local autorizado para seu depósito (GOES FILHO, 2004).

7 DISCUSSÃO

7.1 REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ (PR)

De acordo as concentrações de elementos traços e HPAs, identificadas nos sedimentos depositados na região portuária de Paranaguá (PR), observou-se que a maioria dos sedimentos contaminados por elementos traços apresentam a predominância de material areno-siltoso, pois o diâmetro médio das partículas está entre areia fina e silte grosso, de acordo a distribuição identificada por Lamour (2007). Os sedimentos contaminados por HPAs apresentam a predominância de material arenoso, sendo que o diâmetro médio das partículas está entre areia fina e muito fina.

7.1.1 ELEMENTOS TRAÇOS

Os níveis de contaminação por elementos traços presentes nos sedimentos da região portuária do município de Paranaguá (PR) foram analisados pelos autores: Sá (2003); Sá & Machado (2007); Machado & Sá (2004) e APPA (2011), cujos resultados mostram níveis acima do estabelecidos pela Resolução Conama 454, na Baía de Paranaguá por diferentes elementos químicos.

A disposição dos pontos que apresentaram níveis de concentração acima do limite crítico estabelecido mostra que grande parte destes contaminantes está concentrada nas proximidades do município de Paranaguá, e consequentemente do Porto de Paranaguá (FIGURA 26), bem como por elementos traços próximo ao Canal da Galheta. Tanto os pontos localizados próximo a Paranaguá, como os localizados próximo ao canal de navegação, fazem parte dos trechos submetidos às dragagens de manutenção.

Com relação aos contaminantes encontrados na região, o elemento traço Ni foi o mais abundante, aparecendo em cinco pontos diferentes e ultrapassando o nível 2 estabelecido pela legislação vigente.

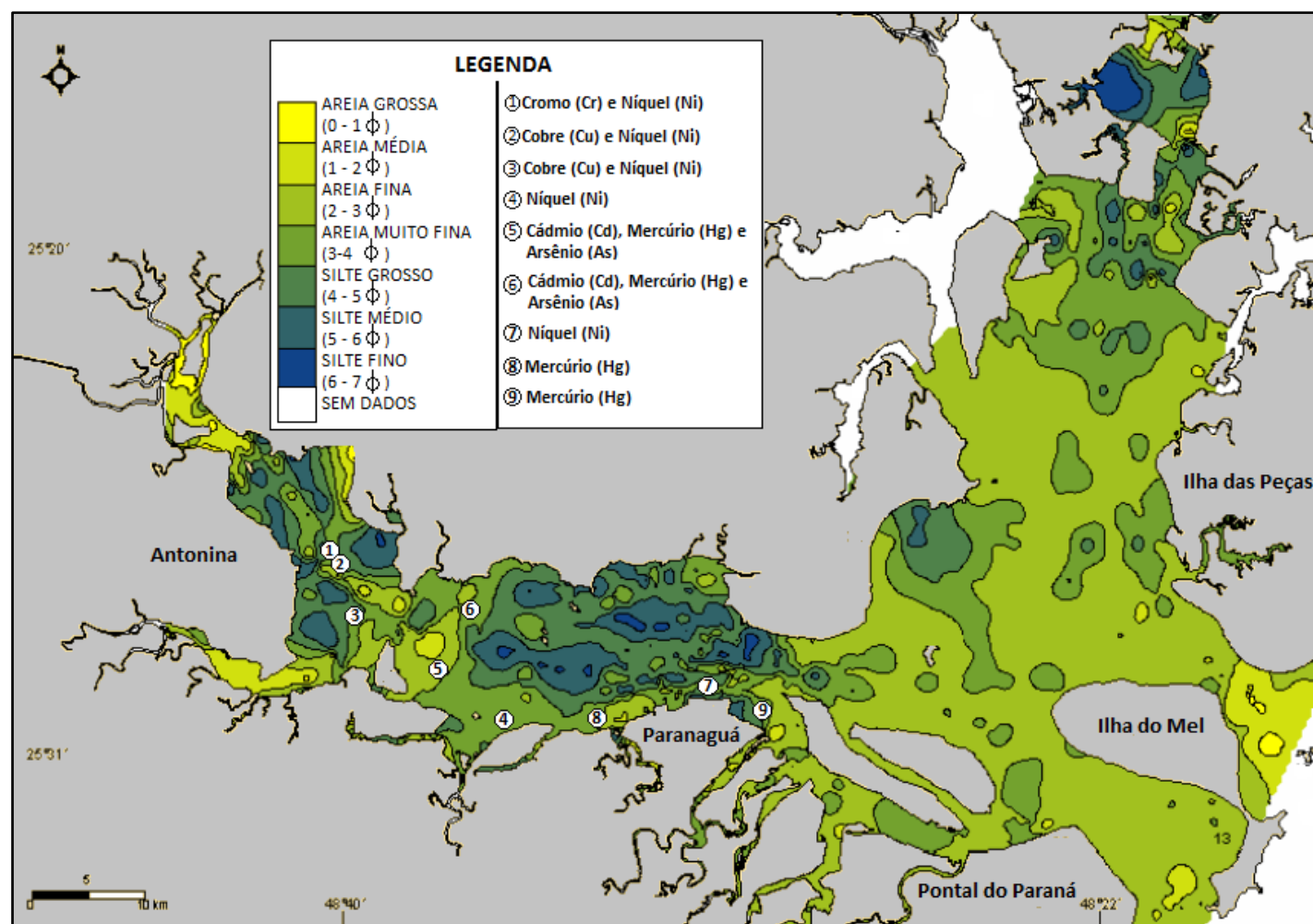


FIGURA 26. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS QUE APRESENTARAM CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS TRAÇOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ, JUNTO AO MAPA DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS NA REGIÃO (MODIFICADO DE LAMOUR, 2007).

7.1.2 HPAs

Os níveis de contaminação por HPAs presentes nos sedimentos depositados na região portuária do município de Paranaguá (PR), analisados por Camargo (2011), mostram a contaminação da Baía de Paranaguá nas proximidades do Rio Itiberê por diferentes compostos orgânicos.

A disposição dos pontos que apresentaram níveis de concentração acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 454/12, mostra que a concentração de compostos orgânicos na região está fortemente relacionada a fontes petrogênicas, pois a maioria dos HPAs analisados apresentam 2 ou 3 anéis aromáticos (FIGURA 27). Entretanto, a falta de estudos mais robustos relacionados as concentrações de HPAs no CEP, tornou a avaliação dos níveis de contaminação relativamente tendenciosa.

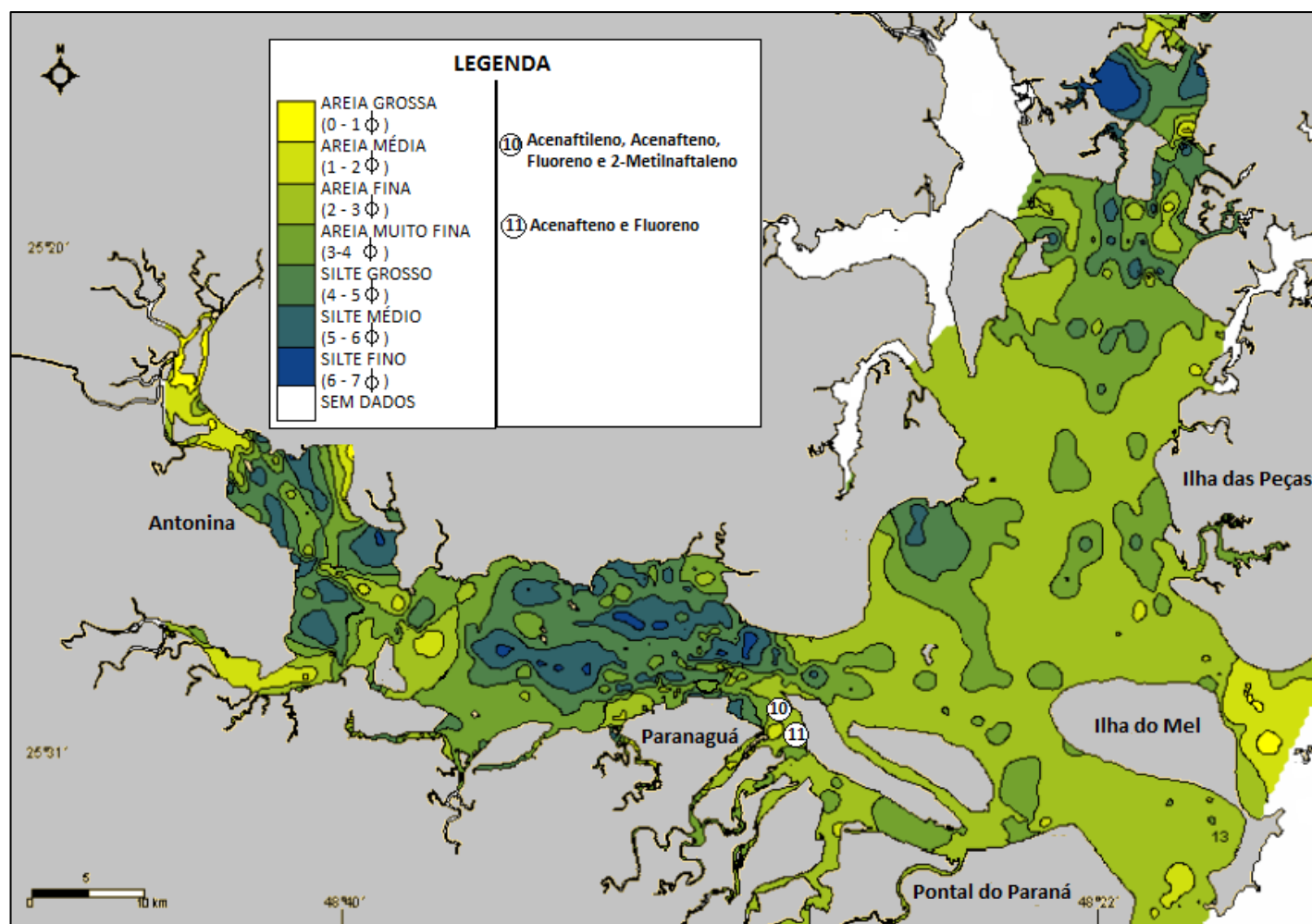


FIGURA 27. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS QUE APRESENTARAM CONTAMINAÇÃO POR HPAS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ, JUNTO AO MAPA DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS NA REGIÃO (MODIFICADO DE LAMOUR, 2007).

7.1.3 TECNOLOGIAS ADEQUADAS PARA O USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ

De acordo as concentrações de elementos traços nos sedimentos e as suas propriedades físico-químicas, sugere-se que o ponto 1 contaminado por Cr e Ni, o ponto 4 contaminado por Ni, e os pontos 5 e 6 contaminados por Cd, Hg e As, possam ser remediados através de técnicas como plasma térmico e remediação eletrocinética. A predominância granulométrica destes pontos é semelhante, variando de areia fina a areia muito fina, sendo assim os fins mais adequados para reutilização deste material também são semelhantes, podendo ser: engordamento de praias, criação de aterros, restauração de habitats em terra, produção de agregados miúdos e preenchimento de bolsas geotêxteis.

Os pontos 2 e 3 apresentam contaminação por Cu e Ni, e demonstram uma predominância granulométrica siltico-arenosa, com diâmetro médio de grãos que varia de silte grosso a areia muito fina, por apresentarem características semelhantes, a remediação do material depositado nestes pontos e o posterior uso benéfico mais adequado são os mesmos. Podendo ser remediados através de técnicas como plasma térmico e remediação eletrocinética. E para a reutilização deste material os fins mais adequados são: restauração de habitats costeiros, produção de tijolos e blocos artificiais. Podendo também após o tratamento de remediação ser utilizado em solo agrícola, de acordo a suas propriedades físico-químicas estarem adequadas para esta finalidade.

O ponto 7 contaminado por Ni apresenta predominância granulométrica de silte grosso, este material também pode ser remediado através de técnicas como plasma térmico e remediação eletrocinética, todavia, existem particularidades para a reutilização deste material que estão associadas a característica química. Algumas opções para a reutilização adequada são: restauração de habitats costeiros, produção de tijolos e blocos artificiais. Este material não é indicado para o uso em solo agrícola, ainda que a sua predominância granulométrica esteja adequada para esta finalidade, o pH na região identificado por Cazati (2010) torna o material alcalino, prejudicando a eficiência na fixação de nutrientes realizado pelas plantas. Caso o uso em solo agrícola seja indispensável ou necessário, existe a possibilidade

de corrigir o pH inserindo ácidos como: sulfato de alumínio, enxofre em pó e sulfato de amônio (TEIXEIRA, 2009).

Os pontos 8 e 9 apresentam contaminação por Hg, e predominância granulométrica semelhante, que varia de areia fina a silte grosso. Este material pode ser remediado através de técnicas como: plasma térmico, remediação eletrocinética e dessorção térmica, neste último caso a remediação só é possível porque o único elemento traço presente é o Hg, pois em outros elementos traços esta remediação não pode ser usada. Alguns exemplos mais adequados para a reutilização deste material são: restauração de habitats costeiros e em terra, engordamento de praias, produção de tijolos e blocos artificiais.

Com base nas concentrações de elementos traços presentes em cada ponto analisado na região portuária de Paranaguá, observou-se que as técnicas de remediação como: estabilização ou solidificação, não são adequadas para o tratamento de nenhum dos pontos mencionados, pois todos apresentaram concentrações acima do valor de prevenção para a deposição em solo, conforme estabelecido pela CETESB (2014).

De acordo as concentrações de HPAs presentes nos sedimentos da região portuária do município de Paranaguá. O ponto 10 contaminado por acenaftileno, acenafteno, fluoreno e 2-metilnaftaleno, assim como o ponto 11 contaminado por acenafteno e fluoreno, apresenta predominância granulométrica de areia fina e podem ser remediados através de técnicas como: dessorção térmica, tratamento de reação fluida, plasma térmico, remediação eletrocinética e tratamento de biorremediação. Neste caso nenhum destes HPAs estão descritos na lista de valores para a disposição em solo da CETESB (*op. cit.*). Assim, a remediação dos sedimentos dispostos nesses pontos através de técnicas como estabilização e solidificação, não puderam ser identificadas como adequadas, pois não há valores que determinem a segurança do solo com relação a disposição destes HPAs. Alguns exemplos mais adequados para a reutilização deste material são: engordamento de praias, criação de aterros, produção de agregados miúdos, restauração de habitats em terra e preenchimento de bolsas geotêxteis.

As técnicas de remediação consideradas adequadas para o tratamento dos sedimentos contaminados por elementos traços e HPAs na região portuária de

Paranaguá, foram inseridas na Tabela 4 e Tabela 5, junto a diferentes exemplos para o uso benéfico do material.

TABELA 4. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DISPOSTOS NOS PONTOS 1, 2, 3, 4, 5, 6 E 7) CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAÇOS, E O POSTERIOR USO BENÉFICO ADEQUADO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ.

LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS (PR)	CONTAMINANTES PRESENTES	PREDOMINÂNCIA GRANULOMÉTRICA	TÉCNICAS ADEQUADAS DE REMEDIAÇÃO	FORMAS ADEQUADAS DE REUTILIZAÇÃO
PONTO 1	- Cromo (Cr) - Níquel (Ni)	Areia muito fina	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Engordamento de praias - Criação de aterros - Restauração de habitats (terra) - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis.
PONTO 2 PONTO 3	- Cobre (Cu) - Níquel (Ni)	Siltico-arenosa (silte grosso a areia muito fina)	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de tijolos - Blocos artificiais - Solo agrícola
PONTO 4	- Níquel (Ni)	Areia muito fina	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Engordamento de praias - Restauração de habitats (terra) - Criação de aterros - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis.
PONTO 5 PONTO 6	- Cádmio (Cd) - Mercúrio (Hg) - Arsênio (As)	Arenosa (areia fina a areia muito fina)	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Engordamento de praias - Restauração de habitats (terra) - Criação de aterros - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis.
PONTO 7	- Níquel (Ni)	Silte grosso	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de tijolos - Blocos artificiais

TABELA 5. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DISPOSTOS NOS PONTOS 8, 9, 10 E 11) CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAÇOS E HPAs, E O POSTERIOR USO BENÉFICO ADEQUADO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ.

LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS (PR)	CONTAMINANTES PRESENTES	PREDOMINÂNCIA GRANULOMÉTRICA	TÉCNICAS ADEQUADAS DE REMEDIAÇÃO	FORMAS ADEQUADAS DE REUTILIZAÇÃO
PONTO 8 PONTO 9	- Mercúrio (Hg)	Areno-siltoso (areia fina a silte grosso)	- Dessorção térmica - Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Restauração de habitats (costeiro e terra) - Engordamento de praias - Produção de tijolos - Blocos artificiais
PONTO 10	- Acenaftileno - Acenafteno - Fluoreno - 2-Metilnaftaleno	Areia fina	- Dessorção térmica - Tratamento de reação fluida - Plasma térmico - Remediação eletrocinética - Tratamento de biorremediação	- Engordamento de praias - Criação de aterros - Produção de agregados miúdos - Restauração de habitats (terra) - Preenchimento de bolsas geotêxteis.
PONTO 11	- Acenafteno - Fluoreno	Areia fina	- Dessorção térmica - Tratamento de reação fluida - Plasma térmico - Remediação eletrocinética - Tratamento de biorremediação	- Engordamento de praias - Criação de aterros - Produção de agregados miúdos - Restauração de habitats (terra) - Preenchimento de bolsas geotêxteis.

7.2 REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE (RS)

De acordo as concentrações de elementos traços e HPAs, identificadas nos sedimentos depositados na região portuária de Rio Grande (RS), as quais foram mencionadas anteriormente no estudo por ultrapassarem o nível 1 ou 2 estabelecido pela Resolução CONAMA 454/12 para a disposição em águas salina/salobra. Observou-se que a maioria dos sedimentos contaminados por elementos traços apresentam a predominância de material areno-siltico, pois o diâmetro médio das partículas está entre areia média e silte médio de acordo a distribuição identificada por Calliari (1984; *apud* GRANATO, 2005).

Os sedimentos contaminados por HPAs associam-se a material siltico-arenoso, sendo que o diâmetro médio das partículas está entre silte muito fino e areia muito fina.

7.2.1 ELEMENTOS TRAÇOS

Os níveis de contaminação por elementos traços nos sedimentos depositados na região portuária de Rio Grande (RS) foram analisados por Granato (2005) e Burgueño (2009), que mostraram a contaminação na Lagoa dos Patos por diferentes elementos químicos.

A localização dos pontos que apresentam níveis de concentração acima do limite crítico estabelecido pela Resolução CONAMA 454/12, indica que as regiões mais contaminadas na Lagoa dos Patos estão nas proximidades do município de Rio Grande, área do Superporto e canal de acesso marítimo. Além do mais, estas áreas também fazem parte dos trechos submetidos à dragagem de manutenção (FIGURA 28).

Com relação à contaminação por elementos traços na região, a maioria dos pontos apresentaram o elemento Ni e/ou As ultrapassando o nível 1 estabelecido pela legislação vigente.

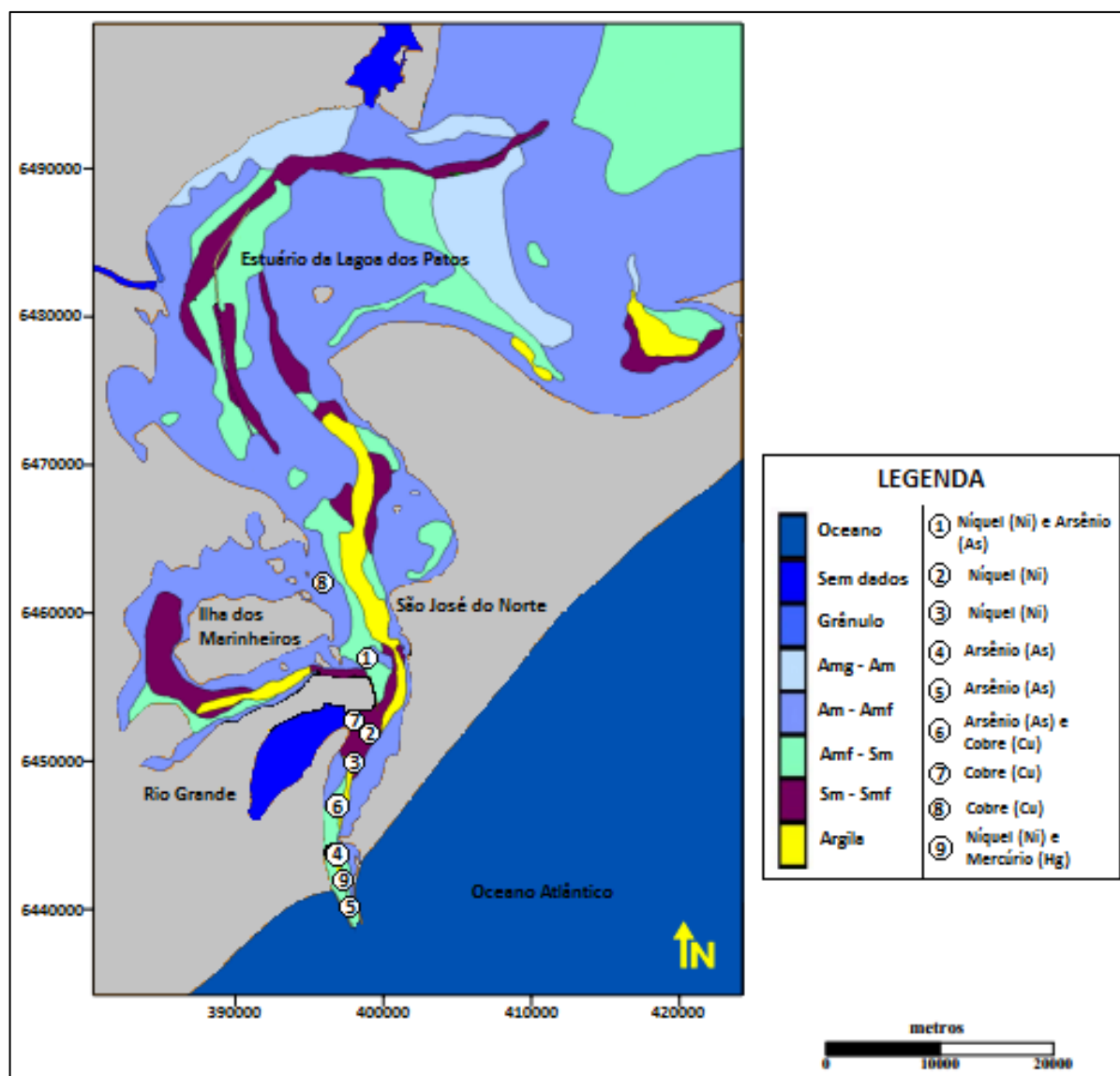


FIGURA 28. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS QUE APRESENTARAM CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS TRAÇOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE, JUNTO AO MAPA DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS DA REGIÃO (modificado de CALLIARI, 1984; *apud* GRANATO, 2005). AREIA MUITO GROSSA (AMG), AREIA MÉDIA (AM), AREIA MUITO FINA (AMF), SILTE MÉDIO (SM) E SILTE MUITO FINO (SMF).

7.2.2 HPAs

Os níveis de contaminação por HPAs presentes nos sedimentos depositados na região portuária do município de Rio Grande (RS), analisados por Cordeiro (2003) e Medeiros *et al.*, (2005), mostram a contaminação do estuário da Lagoa dos Patos por diversos compostos orgânicos.

A localização dos pontos que apresentaram níveis de concentração para HPAs acima do limite crítico estabelecido pela Resolução CONAMA 454/12 junto aos tipos de HPAs disponíveis na área, mostra que a disponibilidade de compostos orgânicos está relacionada tanto a fontes petrogênicas como a fontes petrolíferas (FIGURA 29).

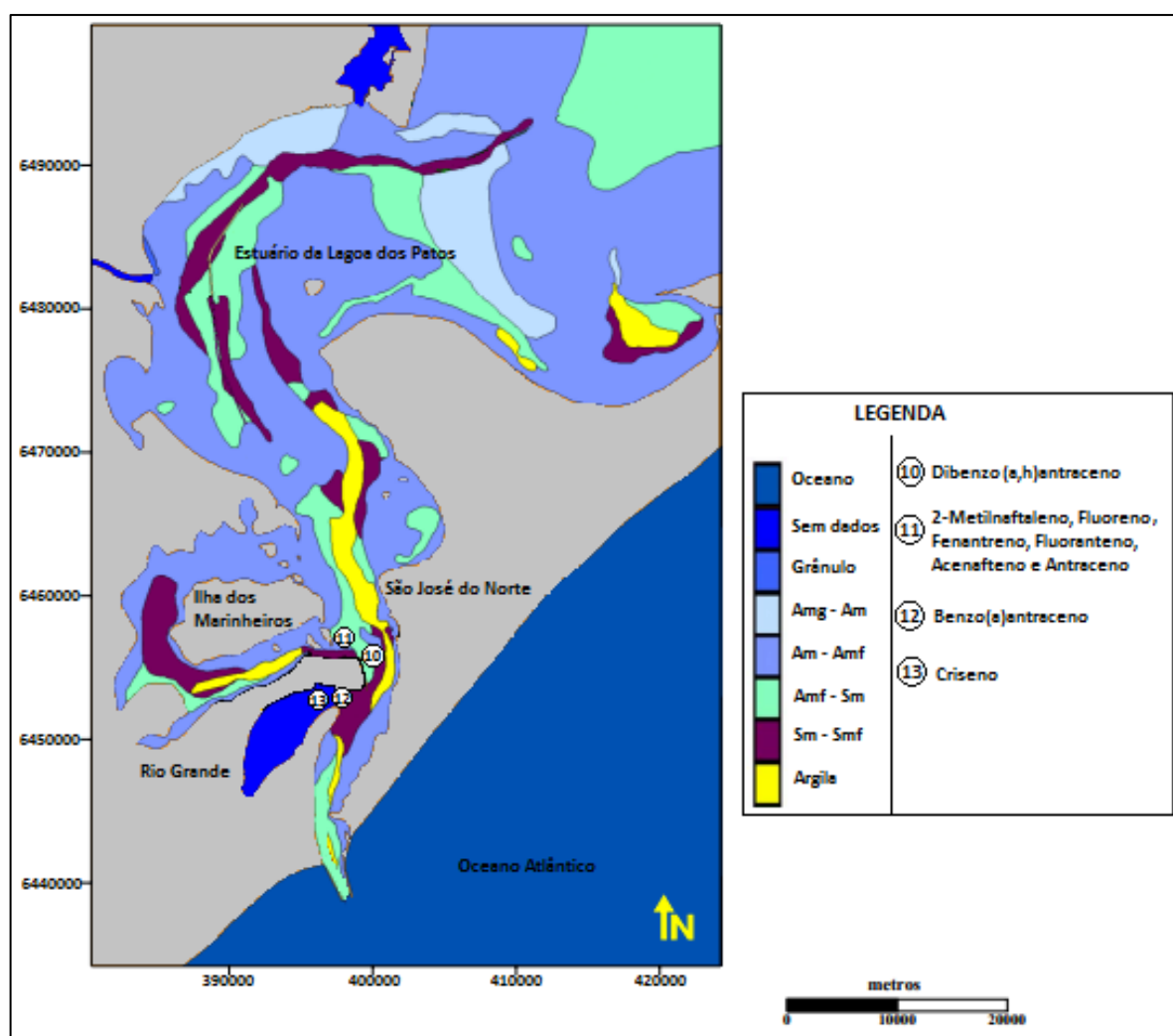


FIGURA 29. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS QUE APRESENTARAM CONTAMINAÇÃO POR HPAS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE, JUNTO AO MAPA DE DIÂMETRO MÉDIO DOS SEDIMENTOS NA REGIÃO (modificado de CALLIARI, 1984 *apud* GRANATO, 2005).

7.2.3 TECNOLOGIAS ADEQUADAS PARA O USO BENÉFICO DO MATERIAL DRAGADO NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE

De acordo as concentrações de elementos traços nos sedimentos e as suas propriedades físico-químicas, sugere-se que o ponto 1 contaminado por Ni e As, situado entre as imediações do Porto Velho e Porto Novo, e os pontos 4 e 5 contaminados por As, situados na canal de acesso marítimo, possam ser remediados através de técnicas como plasma térmico e remediação eletrocinética. E por apresentarem predominância granulométrica semelhante, variando de areia muito fina a silte médio, o posterior uso benéfico adequado para este material são os mesmo, alguns exemplos são: restauração de habitats costeiros, produção de agregados miúdos, preenchimento de bolsas geotêxteis e produção de blocos artificiais.

Os pontos 2 e 3 contaminados por Ni apresentam predominância granulométrica que varia de silte médio a argila, e por apresentarem características físico-químicas similares podem ser remediados e posteriormente reutilizados da mesma forma. As técnicas de remediação consideradas adequadas para este material são plasma térmico, remediação eletrocinética e solidificação ou estabilização. Onde de acordo ao valor de prevenção para a deposição em solo descrito pela CETESB (2014), os valores de Ni presentes nos sedimentos identificados, estão dentro do limite aceitável e podem ser tratados a partir de técnicas mais simples como a solidificação ou estabilização. Alguns exemplos mais adequados para a reutilização deste material são: restauração de habitats costeiros, produção de tijolos e blocos artificiais. Podendo também após o tratamento de remediação ser utilizado em solo agrícola, pois de acordo Teixeira (2009) o elemento Ni não é considerado um micronutriente para as plantas, e a sua presença no solo agrícola ainda que sobre níveis aceitáveis para a disposição em solo, pode prejudicar a plantação. Entretanto, Granato (2005) identificou um pH relativamente ácido na região, que pode ser corrigido através da incorporação de calcário no solo (TEIXEIRA, 2009).

O ponto 6 está localizado nas imediações do Superporto e apresenta contaminação pelos elementos traços As e Cu, sua predominância granulométrica varia de silte médio a argila. Este ponto também pode ser remediado através de

técnicas como plasma térmico e remediação eletrocinética. Sendo que algumas opções mais adequadas para reutilização deste material são: restauração de habitats costeiros, produção de tijolos, produção de blocos artificiais e uso agrícola. No caso da reutilização para fins agrícolas o material apresenta um pH que está entre ácido e neutro de acordo Granato (2005), e poderá conforme a plantação se fazer necessária a correção deste material.

Os pontos 7 e 8 estão localizados próximo ao Saco da Mangueira e apresentam contaminação pelo elemento traço Cu, sendo que a predominância granulométrica varia de areia média a silte fino, e por apresentarem características físico-químicas similares, as técnicas de remediação e posterior reutilização são as mesmas. Podem ser remediados através de técnicas como: plasma térmico, remediação eletrocinética e estabilização ou solidificação. Onde de acordo ao valor de prevenção para a deposição em solo descrito pela CETESB (2014), os valores de Cu presentes nos sedimentos identificados, estão dentro do limite aceitável e podem ser tratados a partir de técnicas mais simples como a solidificação ou estabilização. Algumas opções para reutilização deste material são: engordamento de praias, criação de aterros, restauração de habitats em terra, restauração de habitats costeiros, produção de agregados miúdos e preenchimento de bolsas geotêxteis.

De acordo a contaminação por HPAs nos sedimentos concentrados na região portuária do município de Rio Grande, o ponto 10 apresenta nível de concentração acima do limite crítico estabelecido para o dibenzo(a,h)antraceno, e está localizado no canal de acesso marítimo, mais próximo ao município de São José do Norte, com predominância granulométrica que varia entre areia muito fina e silte médio.

O ponto 11 apresenta contaminação por HPAs tanto de fonte petrogênica, como de fonte pirolítica, sendo eles: 2-metilnaftaleno, fluoreno, fenantreno, fluoranteno, acenafteno e antraceno. A predominância granulométrica varia entre areia muito fina e silte médio, sendo que este ponto foi identificado por Medeiros *et al.* (2005), e está localizado nas proximidades do Porto Velho e Iate Club de Rio Grande.

O ponto 12 e o ponto 13 estão próximos entre si, e apresentam concentrações acima do limite crítico estabelecido pela legislação vigente para o

benzo(a)antraceno no ponto 12, e para o criseno no ponto 13. Estão localizados próximo ao Saco da Mangueira e ao município de Rio Grande, sendo que a predominância granulométrica varia de silte médio a silte muito fino.

Sugere-se que os pontos 10, 11, 12 e 13 possam ser remediados através de técnicas como dessorção térmica, tratamento de reação fluida, plasma térmico, remediação eletrocinética e tratamento de biorremediação. E por apresentarem predominância granulométrica similar, que varia de areia muito fina a silte muito fino, as formas mais adequadas para reutilizar este material também são semelhantes, podendo ser; restauração de habitats costeiros, produção de agregados miúdos, preenchimento de bolsas geotêxteis, produção de tijolos e produção de blocos artificiais.

As técnicas de remediação consideradas adequadas para o tratamento dos sedimentos contaminados por elementos traços e HPAs na região portuária de Rio Grande, foram inseridas na Tabela 6, Tabela 7 e Tabela 8, junto a diferentes exemplos para o uso benéfico do material.

TABELA 6. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DIPOSTOS NOS PONTOS 1, 2, 3, 4, 5 E 6) CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAÇOS, E O POSTERIOR USO BENÉFICO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE.

LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS (RS)	CONTAMINANTES PRESENTES	PREDOMINÂNCIA GRANULOMÉTRICA	TÉCNICAS ADEQUADAS DE REMEDIAÇÃO	FORMAS ADEQUADAS DE REUTILIZAÇÃO
PONTO 1	- Níquel (Ni) - Arsênio (As)	Areno-siltoso (areia muito fina a silte médio)	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis. - Blocos artificiais
PONTO 2 PONTO 3	- Níquel (Ni)	Silte-argiloso (silte médio a argila)	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética - Solidificação ou estabilização	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de tijolos - Blocos artificiais
PONTO 4 PONTO 5	- Arsênio (As)	Areno-siltoso (areia muito fina a silte médio)	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis. - Blocos artificiais
PONTO 6	- Arsênio (As) - Cobre (Cu)	Silte-argiloso (silte médio a argila)	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de tijolos - Blocos artificiais - Uso agrícola

TABELA 7. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DISPOSTOS NOS PONTOS 7, 8, 9, 10 E 11) CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAÇOS E HPAs, E O POSTERIOR USO BENÉFICO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE.

LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS (RS)	CONTAMINANTES	PREDOMINÂNCIA GRANULOMÉTRICA	TÉCNICAS ADEQUADAS DE REMEDIAÇÃO	FORMAS ADEQUADAS DE REUTILIZAÇÃO
PONTO 7 PONTO 8	- Cobre (Cu)	Areno-siltoso (areia média a silte fino)	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética - Solidificação ou estabilização	- Engordamento de praias - Criação de aterros - Restauração de habitats (costeiro) - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis.
PONTO 9	- Níquel (Ni) - Mercúrio (Hg)	Areno-siltoso (areia muito fina a silte médio)	- Plasma térmico - Remediação eletrocinética	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis - Blocos artificiais
PONTO 10	-Dibenzo(a,h)antraceno	Areno-siltoso (areia muito fina a silte médio)	- Dessorção térmica - Tratamento de reação fluida - Plasma térmico - Remediação eletrocinética - Tratamento de biorremediação	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis - Blocos artificiais
PONTO 11	- 2-metilnaftaleno - Fluoreno - Fenantreno - Fluoranteno - Acenafteno - Antraceno	Areno-siltoso (areia muito fina a silte médio)	- Dessorção térmica - Tratamento de reação fluida - Plasma térmico - Remediação eletrocinética - Tratamento de biorremediação	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de agregados miúdos - Preenchimento de bolsas geotêxteis - Blocos artificiais

TABELA 8. TÉCNICAS ADEQUADAS PARA REMEDIAÇÃO DOS SEDIMENTOS (DISPOSTOS NOS PONTOS 12 E 13) CONTAMINADOS POR HPAs, E O POSTERIOR USO BENÉFICO DO MATERIAL NA REGIÃO PORTUÁRIA DE RIO GRANDE.

LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS (RS)	CONTAMINANTES	PREDOMINÂNCIA GRANULOMÉTRICA	TÉCNICAS ADEQUADAS DE REMEDIAÇÃO	FORMAS ADEQUADAS DE REUTILIZAÇÃO
PONTO 12	- Benzo(a)antraceno	Siltoso (silte médio a silte muito fino)	- Dessorção térmica - Tratamento de reação fluida - Plasma térmico - Remediação eletrocinética - Tratamento de biorremediação	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de tijolos - Blocos artificiais
PONTO 13	- Criseno	Siltoso (silte médio a silte muito fino)	- Dessorção térmica - Tratamento de reação fluida - Plasma térmico - Remediação eletrocinética - Tratamento de biorremediação	- Restauração de habitats (costeiro) - Produção de tijolos - Blocos artificiais

8 CONCLUSÕES

Com relação à contaminação por elementos traços, as concentrações do elemento Ni se apresentaram mais elevadas e frequentes nos pontos dispostos na região portuária de Paranaguá. Além do mais, os elementos traços Cr e Cd foram identificados apenas na região portuária de Paranaguá, enquanto que os elementos traços Ni, Cu, Hg e As puderam ser identificados em ambas as regiões portuárias.

As técnicas de remediação viáveis para o tratamento dos sedimentos da região de Paranaguá estão basicamente associadas à remediação eletrocinética e plasma térmico, todavia, a técnica de dessorção térmica também pode ser utilizada no caso de contaminação pelo elemento Hg. Para o tratamento dos sedimentos da região de Rio Grande as principais técnicas de remediação viáveis são plasma térmico, remediação eletrocinética e solidificação ou estabilização.

As concentrações de elementos traços na região portuária de Paranaguá também mostram que a remediação dos sedimentos dragados seria uma opção considerável, uma vez que estes elementos estão sendo ressuspensos no ambiente através da operação de dragagem, e não podem ser remediados através de técnicas simples como estabilização e solidificação por estarem acima do valor de prevenção para a disposição em solo, conforme estabelecido pela CETESB (2014).

Com relação à contaminação por HPAs, ambas as regiões portuárias apresentam uma variedade de compostos orgânicos, com concentrações elevadas. Entretanto, os HPAs fenantreno, fluoreno, antraceno, benzo(a)antraceno, dibenzo(a,h)antraceno e criseno foram identificados apenas na região de Rio Grande.

As técnicas de remediação para HPAs viáveis em ambas as regiões portuárias são as mesmas, pois nenhuma destas apresenta alguma particularidade que impeça a sua utilização, sendo essas técnicas: dessorção térmica, tratamento de reação fluida, plasma térmico, remediação eletrocinética e tratamento de biorremediação.

As formas de reutilização benéfica do material devem ser realizadas de acordo as propriedades físico-químicas do material. No caso dos sedimentos analisados nas regiões portuárias de Paranaguá e Rio Grande a predominância granulométrica varia entre areia média e argila, onde o pH dos sedimentos são classificados na maioria dos casos como neutros ou mediamente ácidos. Estas características físico-químicas quando relacionadas ao uso benéfico do material dragado apresentam diversas opções para reutilização do material, algumas delas são: engordamento de praias, criação de aterros, restauração de habitats em terra ou ambiente costeiro, produção de agregados miúdos, preenchimento de bolsas geotêxteis, uso para solo agrícola e produção de tijolos.

Por fim, conclui-se que ambas as regiões portuárias são passíveis a tratamentos de remediação, e os sedimentos dragados podem ser reutilizados de diversas formas, sendo necessário, todavia, ver se economicamente isto seria viável.

Para futuros estudos, sugere-se uma padronização de valores relativos à contaminação por diferentes elementos e compostos, para que futuramente o Brasil não necessite de modelos internacionais para definir a qualidade das águas e sedimentos na costa brasileira.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, M. R. M. P. de.; NOVAES, A. C.; & GUARINO, A. W. S. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, v. 25, n. 6/B, p. 1145-1154. 2002.

ALSHAWABKEH, A. N.; & BRICKA, R. M. Basics and applications of electrokinetic remediation. **Environmental science and pollution control series**, p. 95-112. 2000.

ANDRADE, J. D. A.; AUGUSTO, F.; & JARDIM, I. C. S. F. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Eclética química**, v. 35, n. 3, p. 17-43. 2010.

ANDRADE, M. V. F. de. **Avaliação do impacto de atividades antrópicas no Rio Jaguaribe – o uso de hidrocarbonetos aromáticos como marcadores de fontes**. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza. 2012.

ANGULO, R. J. **Geologia da planície costeira do Estado do Paraná**. 334 f. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1992.

ANGULO, R. J.; SOUZA, M. C. de.; & LESSA, G. C. The Holocene barrier systems of Paranaguá and northern Santa Catarina coasts, southern Brazil. In **Geology and Geomorphology of Holocene Coastal Barriers of Brazil**. Springer Berlin Heidelberg, p. 135-176. 2009.

ANJOS, V. E. dos. **Especiação de cobre e arsênio no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá**. 175 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba. 2006.

ANTAQ – Agência Nacional de Transportes Aquaviários. Análise dos resultados dos dados estatísticos de 2008. **Anuários**. p. 1. 2008.

< <http://www.antaq.gov.br/portal/Anuarios/Portuario2008/analisemovimentacao.htm> >
Acessado em 29 de janeiro de 2016.

APPA - Administração dos Portos De Paranaguá e Antonina. Monitoramento dos Impactos da Dragagem Emergencial dos Berços de Atracação do Porto de Paranaguá. **Estudo de Impacto Ambiental (EIA)**. 141 f. 2011.

APPA. Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina.

<<http://www.portosdoparana.pr.gov.br/>>

Acessado em 09 de março de 2015.

ARÉVALO, P. R. **Composição atmosférica de elementos traços e majoritários no complexo estuarino de Paranaguá e na Baía de Guaratuba-Paraná**. 33 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pontal do Paraná. 2012.

ARGOLLO, R. M. **Cronologias de sedimentação recente e de deposição de metais pesados na baía de Todos os Santos usando Pb 210 e Cs 137**. 104 f. Tese (Doutorado em Geofísica) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal da Bahia. 2001.

BAISCH, P. R. M., WASSERMAN, J. C. Chemistry and distribution of trace elements in the Patos Lagoon, South, Brazil. *In: Environmental geochemistry in the tropics*. Springer Berlin Heidelberg, p. 97-126. 1998.

BARBOSA, F. G.; WALLNER-KERSANACH, M. & BAUMGARTEN, M. G. Z. Metais traço nas águas portuárias do estuário da Lagoa dos Patos, rs. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol**, 16(2). p 27-36. 2012.

BAUMGARTEN, M. G. Z. & NIENCHESKI, L. F. H. A coluna sedimentar como reservatório e fonte de nutrientes em enseadas estuarinas. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 38, n. 1, p. 88-105. 2010.

BERGER, T. M. **Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos totais de petróleo – enfoque na aplicação do processo tarraferm**. 99 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre. 2005.

BIGARELLA, J. J.; Becker, R. D.; Matos, D. D.; & Werner, A. **A Serra do Mar e a porção oriental do Estado do Paraná**. Curitiba: Secretaria Estadual de Planejamento/Associação de Defesa e Educação Ambiental. 248 p. 1978.

BIGARELLA, J. J.; & MAR, SERRA. do. Problemas de assoreamento na Baía de Paranaguá (PR). **Dragagens portuárias no Brasil: licenciamento e monitoramento ambiental**. Governo do Estado do Paraná; Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SEMA/PR); Associação de Defesa do Meio Ambiente e Desenvolvimento de Antonina (ADEMADAN); Faculdades Integradas Espírita (UNIBEM). 2007.

BIRD, E. **Coastal geomorphology: an introduction**. Editora John Wiley & Sons. Segunda Edição. West Sussex, Inglaterra. 411 p. 2008.

BOSTRÖM, K.; & VALDES, S. Arsenic in ocean floors. **Lithos**, v. 2, n. 4, p.351-360. 1969.

BURGUEÑO, L. E. T. **Estimativas da contaminação dos sedimentos dragados no porto de Rio Grande para disposição em solo**. 165 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande. 2009.

CALLIARI, L. J.; SPERANSKI, N. S.; TORRONTÉGUY, M.; & OLIVEIRA, M. B. The mud banks of Cassino Beach, southern Brazil: characteristics, processes and effects. **Journal of Coastal Research**, 318-325. 2001.

CALLIARI, L. J.; MACHADO, A. A.; COSTA, R. L.; PEREIRA, P. S. **Lama na Praia do Cassino: influência das dragagens: estudo de caso 'a grande deposição de 1998'**. 3 p. 2010.

Disponível em: <www.praia.log.furg.br/Publicacoes/2010/2010d.pd>

CAMARGO, M. Z. **Marcadores orgânicos geoquímicos em sedimentos superficiais do ambiente estuarino no entorno da cidade de Paranaguá – PR**. 37 f. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pontal do Paraná. 2011.

CASTELLO, B. D. F. L. **Avaliação das teorias de As, Cu, Cd, Ni e Zn em ostras, Crassostrea Rhizophorae (Guilding, 1828), nas baías de Paranaguá e Guaratuba, Paraná**. 56 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pontal do Paraná. 2010.

CASTELÃO, R. & MOLLER, O. O. Sobre a circulação tridimensional forçada por ventos na Lagoa dos Patos. **Atlântica** 25(1): 91-106. 2003.

CASTRO, D. N. B. **Estudo em modelo físico 1d e 3d de remediação eletrocinética com uso de tensoativo em solo argiloso contaminado com óleo cru**. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). 2010.

CATTANI, P. E. **Estimativa do assoreamento sedimentar ao longo da Baía de Paranaguá**. 102 f. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pontal do Paraná. 2009.

CAZATI, C. A. **Fracionamento do fósforo em sedimentos superficiais do complexo estuarino de Paranaguá**. 95 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pontal do Paraná. 2010.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo, São Paulo**. p 3. 2014.

COLACICCO, A.; GIOANNIS, G. de.; MUNTONI, A.; PETTINAO, E.; POLETTINI, A.; & POMI, R. Enhanced electrokinetic treatment of marine sediments contaminated by heavy metals and PAHs. **Chemosphere**, 81(1), 46-56. 2010.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2004. Decreto nº 87 de 7 de junho de 2004. Resolução 421/2010.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2012. Decreto nº 454 de 1º de novembro de 2012. Revoga as Resoluções nº 344 de 2004 e nº 421 de 2010.

CORDEIRO, O. L. H. **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos nos Sedimentos do Estuário da Laguna dos Patos - RS**. 131 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Rio Grande (FURG). 2003.

COSTA, N. B. D. da. **Mercúrio em materiais de aterros e sedimentos na parte urbanizada da beira do saco da Mangueira (Rio Grande, RS)**. 133 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Física, Química e Geológica) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Rio Grande (FURG). 2007.

DEL ROSSO, C. B. **Avaliação dos aportes de hidrocarbonetos à Lagoa dos Patos (RS-BRASIL)**. 118 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Rio Grande (FURG). 2005.

DEOTTI, L. O. G. **Controle de pH na técnica de biorremediação eletrocinética**. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). 2005.

DTA – ENGENHARIA. Monitoramento ambiental da dragagem de manutenção do canal de acesso, bacia de evolução e berços do cais comercial do Porto de Paranaguá (áreas alfa, bravo e charlie) e canal de acesso ao Porto de Antonina (áreas delta). **Relatório Técnico Semestral. Administração dos Portos de Paranaguá Antonina (APPA)**. 425 p. 2014.

DUARTE, A. P. L. **Avaliação de propriedades termo-hidráulicas de solos requeridas na aplicação da técnica de dessorção térmica**. 258 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Setor de Ciências Exatas, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2004.

FACHIN, S. **Caracterização do perfil de equilíbrio da antepraia na costa do Rio Grande do Sul**. 133 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande. 1998.

FACÓ, J. L. D. Otimização de um sistema de plasma térmico para destruição de resíduos industriais tóxicos. **Anais XXXVI Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional (SBPO)**. São João Del Rei, Minas Gerais. 170-177 p. 2004.

FADIGATTI, C. M. M. **Sedimentação nos berços de atracação de navios no porto de Paranaguá e nos terminais portuários da Ponta do Félix (Antonina)-PR**. 49 f. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pontal do Paraná. 2012.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Portaria SSMA nº 7, Norma Técnica 003/95. **Enquadramento dos recursos hídricos da parte sul do estuário da Lagoa dos Patos**. DOU, 24 de maio de 1995. 1995.

FERNANDES, F. A.; & LONA, L. M. Fluidized bed reactor for polyethylene production. The influence of polyethylene prepolymerization. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 17, n. 2, p. 163-170. 2000.

FERREIRA, J. P.; FERNANDES, R. DE LIMA. **Estudos dos efeitos da remediação eletrocinética em um solo contaminado por hidrocarbonetos**. 114 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Rio de Janeiro – Escola Politécnica. 2010.

FORTUNATO, J. M. **Comportamento dos íons chumbo, cobre, níquel e zinco em área de manguezal associado a antigo lixão no município de Santos-SP**. 64 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Setor de Geociências, Universidade Federal de São Paulo, São Paulo. 2009.

FRONZA, L. **Capacidade de liberação de hidrocarbonetos dos sedimentos de áreas contaminadas do estuário da Lagoa dos Patos – RS**. 128 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) – Setor de Geoquímica, Universidade Federal De Rio Grande (FURG). 2006.

GRANATO, F. C. **Subsídios técnicos para o estabelecimento de um plano de gerenciamento ambiental Integrado do processo de dragagem do porto de Rio Grande – RS**. 139 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) Setor de Ciências da Terra, Universidade do Rio Grande (FURG). 2005.

GESAMP – Joint group of experts on the scientific aspects of marine environment protection. Biological indicators and their use in the measurement of the condition of the marine environment. **Reports and Studies**, nº 55. p. 9-13. 1995.

GOES FILHO, H. A. **Dragagem e gestão dos sedimentos**. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro. 2004.

HARTMANN, P. C.; QUINN, J. G.; CAIRNS, R. W.; & KING, J. W. Depositional history of organic contaminants in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 4, p. 388-395. 2005.

HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; ABESSA, D. M. S. & SOUSA, E. C. P. M. Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do estuário Santos – São Vicente. **Química Nova**, 31(1): 10-19 p. 2008.

HOSTETTLER, F. D.; PEREIRA, W. E.; KVENVOLDEN, K. A.; VAN GEEN, A.; LUOMA, S. N.; FULLER, C. C.; & ANIMA, R. A record of hydrocarbon input to San Francisco Bay as traced by biomarker profiles in surface sediment and sediment cores. **Marine Chemistry**, v.64, n. 1, p. 115-127. 1999.

JONES, K. W.; STERN, E. A.; DONATO, K. R.; & CLESCERI, N. L. **Sediment decontamination treatment train: commercial-scale demonstration for the Port of New York/New Jersey**. (No. BNL--66056; WFOEPA). Brookhaven National Lab., Upton, NY (US). 1999.

JORGE, C. Solos Contaminados com Gasolina–Possíveis Soluções. **Acta do Seminário da APEMETA (Associação Portuguesa de Empresas das Tecnologias Ambientais) sobre “Descontaminação dos Solos e das Águas Subterrâneas”**. 21 f. 1999.

KJERFVE, B. Comparative oceanography of coastal lagoons. **Estuarine variability**, v. 60, p. 63-81. 1986.

KOLM, H. E.; SCHOENENBERGER, M. F.; PIEMONTE, M. D. R.; SOUZA, P. S. D. A.; MUCCIATTO, M. B.; & MAZZUCO, R. Spatial variation of bacteria in surface

waters of Paranaguá and Antonina Bays, Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 45(1), 27-34. 2002.

KRAUSE, P. R., & MCDONNELL, K. A. The beneficial reuse of dredged material for upland disposal. **Harding Lawson Associates, Novato, CA**, 23. 2000.

LAMOUR, M. R. **Morfodinâmica Sedimentar da Desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR**. 162 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. Mapas dos parâmetros texturais dos sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá – Pr. **Boletim Paranaense de Geociências**. Curitiba, v. 55, p. 77-82. 2004.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R. Histórico das atividades de dragagem e taxas de assoreamento nos canais de navegação aos portos costeiros paranaenses. **Dragagens Portuárias no Brasil: Licenciamento e Monitoramento Ambiental. Antonina: Governo do Estado do Paraná**, p. 232-234. 2007.

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; & MACHADO, E. C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Springer Berlin Heidelberg, p. 131-145. 2001.

LARSEN, P. F.; GADBOIS, D. F.; & JOHNSON, A. C. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Gulf of Maine sediments: distributions and mode of transport. **Marine environmental research**, v. 18, n. 4, p. 231-244. 1986.

LAUTERT, L. F. C. **Diagnóstico sócio-natural da porção sul do município de Paranaguá – PR**. 121 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1999.

LIMA, F. D. **Biorremediação em sedimentos impactados por petróleo na Baía de Todos os Santos, Bahia: avaliação da degradação de hidrocarbonetos saturados**. 234 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Setor de Geociências, Universidade Federal da Bahia (UFBA). 2010.

LIMA, D. F.; OLIVEIRA, O. M. C. D.; & CRUZ, M. J. M. Utilização dos fungos na biorremediação de substratos contaminados por petróleo: estado da arte. **Cadernos de Geociências**, v. 8, n. 2, p. 113-121. 2011.

LORING, D. H.; NAES, K.; DAHLE, S.; MATISHOV, G. G.; & ILLIN, G. Arsenic, trace metals, and organic micro contaminants in sediments from the Pechora Sea, Russia. **Marine Geology**, v. 128, n. 3, p. 153-167. 1995.

MACHADO, E. C. & SÁ, F. **Estudo de Impacto Ambiental Porto de Paranaguá**. Anexo 4. 12 f. 2004.

MAHER, A.; DOUGLAS, W. S.; JAFARI, F.; & PECCHIOLI, J. **The Processing and Beneficial Use of Fine-Grained Dredged Material**. A Manual for Engineers. RUTGERS – Center for Advanced Infrastructure and Transportation. p 132. 2013.

MANTOVANELLI, A. **Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem.** 152 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1999.

MARONE, E.; GUIMARÃES, M. R. F.; CAMARGO, R.; PRATA JUNIO, V. P.; KLINGEFUSS, M. S. Caracterização física das condições oceanográficas, meteorológicas e costeiras das zonas estuarinas da Baía de Paranaguá. In: Congresso Latino – Americano de Ciências do Mar, 6., Mar del Plata, Argentina. **Resumos.** p. 129. 1995.

MARONE, E.; MANTOVANELLI, A.; NOERNBERG, M. A.; KLINGENFUSS, M. S.; LAUTERT, L. F. C.; & PRATA JUNIOR, V. P. Caracterização física do complexo estuarino da Baía de Paranaguá. **Pontal do Sul: UFPR**, v.2. 1997.

MARTINS, C. C. **Marcadores orgânicos geoquímicos em testemunhos de sedimento do Sistema Estuarino de Santos e São Vicente, SP: um registro histórico da introdução de hidrocarbonetos no ambiente marinho.** 237 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Química e Geológica) – Setor de Ciências da Terra, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo (USP), SP. 2005.

MEDEIROS, P. M.; BÍCEGO, M. C.; CASTELAO, R. M.; DEL ROSSO, C.; FILLMANN, G.; & ZAMBONI, A. J. Natural and anthropogenic hydrocarbon inputs to sediments of Patos Lagoon Estuary, Brazil. **Environment International**, v. 31, n.1, p. 77-87. 2005.

MERGULHÃO, A. J. P. P. **Injeção de nitrato de amônio em solo residual por eletrocinese e seu efeito sobre a sobrevivência da microbiota nativa.** 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Setor de Ciências Exatas, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro. 2002.

MINH, N. H.; MINH, T. B.; KAJIWARA, N.; KUNISUE, T.; IWATA, H.; VIET, P. H.; & TANABE, S. Pollution sources and occurrences of selected persistent organic pollutants (POPs) in sediments of the Mekong River delta, South Vietnam. **Chemosphere**, 67(9), 1794-1801. 2007.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. Princípios de oceanografia física de estuários. **São Paulo, EDUSP**, v. 414. 2002.

MIRLEAN, N.; BARAJ, B.; NIENCHESKI, L. F.; BAISCH, P.; & ROBINSON, D. The effect of accidental sulphuric acid leaking on metal distributions in estuarine sediment of Patos Lagoon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 11, p. 1114-1117. 2001.

MOLLER, O. O.; CASTAING, P.; SALOMON, J. C. & LAZURE, P. The influence of local and non local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. **Estuaries**, 24(2): 297-311. 2001.

NEVES, H. A. P. **A importância do porto do Rio Grande na economia do Rio Grande do Sul (1890-1930).** 210 f. Dissertação (Mestrado em História do Brasil) –

Setor de Ciências Humanas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba. 1980.

NOERNBERG, M. A. **Processos Morfodinâmicos no complex Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil: Um estudo a partir de Dados *in situ* e LANDSAT – TM**. 179 f. Tese (Doutorado em Geologia) - Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba. 2001.

ODRESKI, L. L. R.; SOARES, C. R.; ANGULO, R. J.; & ZEM, R. C. Taxas de assoreamento e a influência antrópica no controle da sedimentação da baía de Antonina – Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 53. 2003.

OREN, A.; AIZENSHTAT, Z. & CHEFETZ, B. Persistent organic pollutants and sedimentary organic matter properties: A case study in the Kishon River, Israel. **Environmental Pollution**, v. 141, n. 2, p. 265-274. 2006.

PAIPAI, E. Beneficial uses of dredged material: yesterday, today and tomorrow. **Terra et Aqua**, n. 92, set. 2003.

PEREIRA, C. D. S.; SOUZA ABESSA, D. M. de.; BAINY, A. C. D.; ZARONI, L. P.; GASPARRO, M. R.; BICEGO, M. C.; & SOUSA, E. C. P. M. de. Integrated assessment of multilevel biomarker responses and chemical analysis in mussels from São Sebastião, São Paulo, Brazil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 26, n. 3, p. 462-469. 2007.

PIANC, PTCII, IMPA, IALA. Approach Channels A Guide for Design. **Final report, PIANC Bulletin**, v. 95, 1997.

PIERCE, R. C. & KATZ, M. Dependency of Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Content on Size Distribution of Atmospheric Aerosols. **Environ. Sci. Technol**, v. 9, n. 4, p. 347- 353. 1975.

PROCOPIAK, L. K.; REIS, D. T.; SCHOROEBER-FILHO. G. P.; SANTANA-FILHO, V.; ROBERT, M. C. Uso e ocupação do solo na orla marítima no município de Antonina e poluição no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). **Dragagens Portuárias no Brasil: Licenciamento e monitoramento ambiental**. Antonina: Governo do Estado do Paraná. 2003-2012 p. 2007.

QUADROS, C. J. L.; MARONE, E.; ÂNGULO, R. J.; MARTINS, G. J.; BENTO, J. P. N. Jr. Dinâmica morfosedimentar associada à incidência de sistemas frontais em duas praias do litoral paranaense. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 60-61, p. 65-74. 2007.

RAO, P. S.; ANSARI, M. F.; PIPALATKAR, P.; KUMAR, A.; NEMA, P.; & DEVOTTA, S. Measurement of particulate phase polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) around a petroleum refinery. **Environmental monitoring and assessment**, 137(1-3), 387-392. 2008.

RIZZO, A. C. L.; LEITE, S. G. F.; SORIANO, A. U.; SANTOS, R. L. C.; & SOBRAL, L. G. S. Biorremediação de solos contaminados por petróleo: ênfase no uso de biorreatores. **Série tecnologia Ambiental**. STA-37, CETEM/MCT. p 77. 2006.

SÁ, F. **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, PR**. 92 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba. 2003.

SÁ, F. & MACHADO, E. C. Metais pesados e arsênio em sedimentos do canal de acesso aos portos do Estado do Paraná (PR). *In: Dragagens portuárias no Brasil: Licenciamento e monitoramento ambiental*. Antonina: Governo do Estado do Paraná. p 253-263. 2007.

SALOMONS, W.; KERDIJK, H.; VAN PAGEE, H.; KLOMP, R. & SCHREUR, A. Behaviour and impact assessment of heavy metals in estuarine and coastal zones. **Springer Berlin Heidelberg**, 157-198 p. 1988.

SCHMIDT, C. A. B. **Aplicação de técnica eletrocinética em laboratório a dois tipos de solos argilosos**. 350 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). 2004.

SILVA, L. J. **Processo de landfarming para tratamento de resíduos oleosos**. 106 f. Dissertação (Mestrado em Processos Químicos e Bioquímicos) – Setor de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). 2009.

SILVA, R. R. **Biorremediação de solos contaminados com organoclorados por fungos basidiomicetos em biorreatores**. 187 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente). Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo. 2009.

SILVA, W. L. Geoquímica e índice de geoacumulação de mercúrio em sedimentos de superfície do estuário de Santos – Cubatão (SP). **Química Nova São Paulo**, v. 25, n. 5. 2002.

SILVEIRA, A. J. P. P. M. **Estudo em modelo físico 2d de biorremediação eletrocinética de solo argiloso contaminado com óleo de produção**. 252 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). 2009.

SOARES, C. R.; LESSA, G. C.; GOTTARDI NETO, A.; RIESEMBERG, C. E.; SILVA, C. B. Caracterização da distribuição dos sedimentos de fundo das baías de Paranaguá e Antonina. **Anais Congresso Brasileiro de Geologia**, v. 3. p. 390-394. 1996.

SOARES, C. R. Definição e tipologia do Complexo Estuarino de Paranaguá, batimetria, destinação de sedimentos dragados (ilhas artificiais). Coord. Dra Eliane Beê Boldrini. **Projeto CAD 1 (Contaminantes, Assoreamento e Dragagem), Termo de Cooperação Técnica TPPF/ADEMADAN**. 29 p. 2005.

SOARES, C. R. **Os Portos de Paranaguá (PR) e Itajaí (SC): análise comparativa das suas relações com as cidades de inserção, da estrutura operacional atual e das condições sócio-ambientais das regiões de entorno.** 204 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba. 2009.

SOARES, C. R. L. **Avaliação do processo de dragagem por injeção de água em estuários.** 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) – Setor de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

SUGUIO, K.; MARTIN, L.; & BITTENCOURT, A. C. D. S. P. Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário Superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 15, n. 4, p. 273-286. 1985.

TEIXEIRA, L. S. **Estudo das propriedades químicas dos rejeitos de dragagem para utilização como solo fabricado para fins agrícolas.** 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) – Setor de Ciências Exatas, Universidade do Rio Grande (FURG), Rio Grande. 2009.

TORRES, R. J. **Uma análise preliminar dos processos de dragagem do porto de Rio Grande, RS.** 179 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Rio Grande (FURG). 2000.

VALLE, L. A. R. do. **Avaliação de elementos-traço em fertilizantes e corretivos.** 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Setor de Ciências da Terra. Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais. 2012.

WOODHEAD, R. J.; LAW, R. J.; & MATTHIESSEN, P. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments around England and Wales, and their possible biological significance. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 9, p. 773-790. 1999.

ANEXOS

ANEXO 1 - NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL A SER DRAGADO COMPARADO AS CONCENTRAÇÕES DAS SUBSTÂNCIAS POLUENTES CONTIDAS NA FRAÇÃO TOTAL DA AMOSTRA (METAIS, SEMI METAIS E HPAs) (CONAMA 454/12).

SUBSTÂNCIAS			NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL A SER DRAGADO (em unidade de material seco)			
			ÁGUA DOCE		ÁGUA SALINA/SALOBRA	
			Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2
Metais e Semi metais (mg/kg)	Arsênio (As)		5,9 ¹	17 ¹	19 ⁴	70 ²
	Cadmio (Cd)		0,6 ¹	3,5 ¹	1,2 ²	7,2 ⁴
	Chumbo (Pb)		35 ¹	91,3 ¹	46,7 ²	218 ²
	Cobre (Cu)		35,7 ¹	197 ¹	34 ²	270 ²
	Cromo (Cr)		37,3 ¹	90 ¹	81 ²	370 ²
	Mercúrio (Hg)		0,17 ¹	0,486 ¹	0,3 ⁴	1,0 ⁵
	Níquel (Ni)		18 ¹	35,9 ¹	20,9 ²	51,6 ²
	Zinco (Zn)		123 ¹	315 ¹	150 ²	410 ²
Hidrocarbó- netos Policíclicos Aro- máticos– HAPs (µg/kg)	Grupo A	Benzo(a)antraceno	31,7 ¹	385 ¹	280 ⁴	690 ¹
		Benzo(a)pireno	31,9 ¹	782 ¹	230 ⁴	760 ¹
		Criseno	57,1 ¹	862 ¹	300 ⁴	850 ¹
		Dibenzo(a,h)antraceno	6,22 ¹	135 ¹	43 ⁴	140 ¹
	Grupo B	Acenafteno	6,71 ¹	88,9 ¹	16 ²	500 ²
		Acenaftileno	5,87 ¹	128 ¹	44 ²	640 ²
		Antraceno	46,9 ¹	245 ¹	85,3 ²	1100 ²
		Fenantreno	41,9 ¹	515 ¹	240 ²	1500 ²
		Fluoranteno	111 ¹	2355 ¹	600 ²	5100 ²
		Fluoreno	21,2 ¹	144 ¹	19 ²	540 ²
		2-Metilnaftaleno	20,2 ¹	201 ¹	70 ²	670 ²
		Naftaleno	34,6 ¹	391 ¹	160 ²	2100 ²
		Pireno	53 ¹	875 ¹	665 ²	2600 ²
	Somatória de HAPs		1000	-	4000 ^{2,e}	-

ANEXO 2 - LISTA DOS VALORES ORIENTADORES PARA A DISPONIBILIDADE DE SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS E HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS NO SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA (CETESB, 2014).

Substância	CAS Nº	Solo (mg kg ⁻¹ peso seco)					Água Subterrânea (µg L ⁻¹)
		Valor de Referência Qualidade	Valor de Prevenção	Valor de Intervenção (VI)			
		(VRQ)	(VP)	Agrícola	Residencial	Industrial	VI
INORGÂNICOS							
Antimônio ⁽¹⁾	7440-36-0	<0,5	2	5	10	25	5
Arsênio ⁽¹⁾	7440-38-2	3,5	15	35	55	150	10
Bário	7440-39-3	75	120	500	1300	7300	700
Boro	7440-42-8	-	-	-	-	-	2400
Cádmio	7440-43-9	<0,5	1,3	3,6	14	160	5
Chumbo	7439-92-1	17	72	150	240	4400	10
Cobalto ⁽¹⁾	7440-48-4	13	25	35	65	90	70
Cobre ⁽²⁾	7440-50-8	35	60	760	2100	10000 ^(a)	2000
Crômio total ⁽¹⁾	7440-47-3	40	75	150	300	400	50
Crômio hexavalente	18540-29-9	-	-	0,4	3,2	10	-
Mercúrio	7439-97-6	0,05	0,5	1,2	0,9	7	1
Molibdênio	7439-98-7	<4	5	11	29	180	30
Níquel ⁽²⁾	7440-02-0	13	30	190	480	3800	70
Nitrato (como N)	14797-55-8	-	-	-	-	-	10000
Prata ⁽¹⁾	7440-22-4	0,25	2	25	50	100	50
Selênio	7782-49-2	0,25	1,2	24	81	640	10
Zinco	7440-66-6	60	86	1900	7000	10000 ^(a)	1800
HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS							
Antraceno	120-12-7	-	0,3	2300	4600	10000 ^(a)	900
Benzo(a)antraceno	56-55-3	-	0,2	1,6	7	22	0,4
benzo(b)fluoranteno	205-99-2	-	0,7	2	7,2	25	0,4
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	-	0,8	27	75	240	4,1
Benzo(g,h,i)perileno ⁽³⁾	191-24-2	-	0,5	-	-	-	-
Benzo(a)pireno	50-32-8	-	0,1	0,2	0,8	2,7	0,7
Criseno	218-01-9	-	1,6	95	600	1600	41
Dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	-	0,2	0,3	0,8	2,9	0,04
Fenantreno ^(3,4)	85-01-8	-	3,6	15	40	95	140
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	193-39-5	-	0,4	3,4	8	30	0,4
Naftaleno	91-20-3	-	0,7	1,1	1,8	5,9	60